**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
DEPARTAMENTO DE GEOTECNIA**

AMANDA FRANCIELI DE ALMEIDA

**AVALIAÇÃO DE MATERIAIS ARGILOSOS DA
FORMAÇÃO CORUMBATAÍ PARA USO EM
LINERS COMPACTADOS (CCL)**

Versão corrigida
Original se encontra disponível na Unidade que aloja o Programa

São Carlos, 2015

AMANDA FRANCIELI DE ALMEIDA

**AVALIAÇÃO DE MATERIAIS ARGILOSOS DA
FORMAÇÃO CORUMBATAÍ PARA USO EM *LINERS*
COMPACTADOS (CCL)**

Dissertação apresentada à Escola
de Engenharia de São Carlos da
Universidade de São Paulo para
obtenção do título de Mestre em
Geotecnia.

Orientador: Prof. Dr. Osni José Pejon

São Carlos
2015

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO,
POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS
DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

A447a Almeida, Amanda Francieli de
Avaliação de materiais argilosos da formação
Corumbataí para uso em Liners compactados (CCL) /
Amanda Francieli de Almeida; orientador Osni José
Pejon. São Carlos, 2015.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação
em Engenharia de Estruturas -- Escola de Engenharia de
São Carlos da Universidade de São Paulo, 2015.

1. Aterro sanitário. 2. Fator de retardamento. 3.
Liners. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidata: Engenheira **AMANDA FRANCIELI DE ALMEIDA**.

Título da dissertação: "Avaliação de materiais argilosos da Formação Corumbataí para uso em *liners* compactados (CCL) ".

Data da defesa: 18/12/2015

Comissão Julgadora:

Prof. Titular **Osni José Pejon (Orientador)**
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

Profa. Dra. **Valéria Guimarães Silvestre Rodrigues**
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

Profa. Dra. **Miriam Gonçalves Miguel**
(Universidade Estadual de Campinas/UNICAMP)

Resultado:

Aprovada

APROVADA

APROVADA

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Geotecnia:
Prof. Dr. **Edmundo Rogério Esquivel**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:
Prof. Associado **Paulo César Lima Segantine**

Dedico este trabalho aos melhores pais do mundo, Rubens Donizete de Almeida e Elza Aparecida Pereira de Almeida, pelo apoio, amor e dedicação; a minha irmã, Millene Stefani de Almeida; e ao meu namorado, José Hélio Ferreira Junior, com amor e gratidão pelo maior incentivo e compreensão.

AGRADECIMENTOS

Meus sinceros agradecimentos às instituições e a todas as pessoas que contribuíram para o andamento deste trabalho.

Ao meu professor orientador Dr. Osni José Pejon pela atenção, disponibilidade, orientação e paciência dedicada a esta pesquisa. Um grande mestre e excelente profissional.

Aos técnicos do departamento de Geotecnia, Antônio Garcia, Oscar dos Santos, Klever Valentim e José Luis pelo auxílio prestado a este trabalho. Foram grandes facilitadores da vida de laboratório.

A todos os professores e funcionários do departamento de Geotecnia pelos ensinamentos, apoio e amizades desenvolvidas nesses anos.

A professora Dr. Valéria Guimarães Silvestre Rodrigues pela amizade, pelas conversas, dicas e atenção. Uma pessoa maravilhosa e de bem.

Aos meus amigos e colegas, que facilitaram muito a minha vida em São Carlos, Jussara Mechetti, Larissa Vieira, Mariana Kasemodel, Tati Oliveira, Moises Failache, Bianca Kancelkis, Lucas Schettini, Isabela Monici, Camila Eberle, Christopher Fonseca. Aos companheiros de laboratório Felipe Loch, Rafaela e Paola Arab que me ajudaram com muitas dicas durante o trabalho.

Aos funcionários do Departamento de Geotecnia, Neiva Cardoso, Maristela Aparecida e Álvaro Nery, pela hospitalidade e o carinho.

Aos meus pais, Elza e Rubens, pelo apoio e incentivo, acompanhando de longe, mas sempre presentes. Tudo o que sou devo a vocês. Pessoas honestas e responsáveis que me ensinaram como é a vida e como ser uma pessoa de bem. Muito obrigado por tudo, eu amo vocês!

Ao meu namorado José Hélio Ferreira Junior, pelo incentivo e apoio desde o início do mestrado. Sempre presente quando precisei, e disposto a me dar forças sempre que fraquejei. Sabe como isso foi importante para mim, e esses anos só fizeram meu amor e admiração crescer mais. Te amo!

***“A natureza pode suprir todas as necessidades do homem,
menos a sua ganância. ”***

Mahatma Gandhi

RESUMO

Almeida, A. F. **Avaliação de materiais argilosos da Formação Corumbataí para uso em *liners* compactados (CCL)**. 2015. 162 p. Dissertação de Mestrado (Geotecnia) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2015.

A disposição final dos resíduos, de forma a minimizar a contaminação das águas, é feita, em geral, em aterros sanitários os quais devem apresentar na base camadas de argila compactada (CCL) que também são conhecidas como *liners*. Esses sistemas de barreiras desempenham funções diversas, dentre as quais se destacam o isolamento do resíduo e a diminuição da infiltração e a minimização da migração de contaminantes (filtração, sorção e outras reações geoquímicas) em direção à água subterrânea. O objetivo deste trabalho foi avaliar os materiais argilosos relacionados à Formação Corumbataí com o intuito de selecionar os materiais que reúnem as melhores características para serem usados em *liners* compactados. Os aspectos avaliados foram a retenção de contaminantes por meio dos ensaios de equilíbrio em lote (*batch test*) e percolação em coluna com solução de $\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, e avaliação da resistência à compressão simples do solo compactado, para suportar as cargas exercidas em um aterro sanitário. Para os cálculos dos parâmetros de adsorção utilizando o *batch test*, procedeu-se à construção e linearização das isotermas e, a partir do coeficiente de determinação, foi possível observar que os melhores ajustes foram com os modelos linear e de Freundlich. A isoterma de melhor ajuste para o cátion foi a de Freundlich em todas as amostras, destacando principalmente AM-2 e AM-16 com R^2 de 0,9983 e 0,9978 respectivamente. Na percolação em coluna os valores do fator de retardamento (R_d) para o Cl^- e Cu^{++} foram determinados utilizando os métodos de Freeze e Cherry (1979) e Shackelford (1994) nas curvas de chegada. Na resistência à compressão simples a amostra mais significativa foi a AM-3 que resistiu uma força média de 992,1 N, chegando a uma tensão média de 477,4 kPa. Após uma análise integrada as amostras com maior desempenho foram AM-2 e AM-3, sendo que a AM-2 não foi apta apenas em um cenário elaborado para analisar a resistência à compressão simples.

Palavras-Chave: Aterro Sanitário, Fator de Retardamento, *liners*, *batch test*.

ABSTRACT

Almeida, A. F. **Evaluation of clay materials from Corumbataí Formation to use in compressed liners (CCL)** 2015. 162 p. Dissertação de Mestrado (Geotecnia) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2015.

The final waste disposal is usually the landfills. In order to minimize water contamination because of the waste, the landfills ought to have layers of clay compacted (CCL). Those layers are also known as liners. The barriers system has many functions, for instance, the isolation of the waste, the reduction of infiltration and also the reduction of contaminants migrations (filtering, sorption and other geochemical reactions) toward groundwater. This paper aims to evaluate the clay materials presents in Corumbataí Formation. The main objective was to select materials that have the best characteristics to be used in compacted liner. The aspects that were analyzed includes: the retentions of contaminants using batch test, and also column percolation with $\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ solution. It was also evaluated the resistance of the compacted soil to stand the loads exerted in a landfill. To calculate the adsorption parameters by using the batch test, the constructions and also the linearization of the isotherms were made, through coefficient of determination as its base. Because of those tests it was possible to identify that the best settings are the linear model and also the Freundlich model. The isotherm that presented the best adjustment for the cation was Freundlich isotherm. It was the best adjustment in all samples, mainly in AM-2 and also in AM-16 with R^2 of 0,9983 and 0,9978 respectively. In percolation column the values of retardation factor (R_d) for Cl^- and also for Cu^{++} , were determined by using Freeze and Cherry (1979) and also Shackelford's methods (1994) on breakthrough curves. In the "compressive strength", the most significant sample was AM-3 that resisted an average force of 992.1 N, reaching an average stress of 477.4 kPa. After an integrated analysis, the best samples were AM-2 and AM-3. However, the AM-2 was not able to work in a scenario that was created to analyze an unconfined compressive strength.

Keywords: Landfill, retardation factor, liners, batch test.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Esquema ilustrativo de sistema de impermeabilização de base (adaptado de Boscov, 2008).	40
Figura 2: Configurações de sistemas de impermeabilização de base em aterros sanitários por alguns países. (Adaptado de Ferrari, 2005).....	42
Figura 3: estrutura do solo proposta por Lambe (M.I.T) em função da energia e umidade de compactação. Fonte: Pinto (2002).....	46
Figura 4: Recomendação do procedimento de projeto: (a) determinação da curva de compactação para diferentes energias; (b) Determinação da condutividade hidráulica das amostras compactadas. Fonte: Daniel e Benson (1990).	48
Figura 5: Zona aceitável para construção de liners em termos de teor de umidade (wot) x Massa específica seca (pd): a) replotagem da curva de compactação; b) modificação da zona admissível de acordo com outras considerações. Fonte: Daniel e Benson (1990).	49
Figura 6: Esquema da camada estrutural básica de uma argila: (a) Estrutura 1:1 e b) Estrutura 2:1 (MURRAY, 2007).	52
Figura 7: Velocidade de advecção de um soluto através de um volume de solo (adaptado de Boscov, 2008).	56
Figura 8: Dispersão microscópica do solo: efeito da natureza tortuosa dos caminhos de fluxo. (Adaptado de Daniel, 1995).	58
Figura 9: Isoterma clássica de Adsorção mostrando os tipos de adsorção linear, de Langmuir e Alta Afinidade. (Adaptado de Yong et al., 1992).....	66
Figura 10: Categorias e subgrupos de isotermas de sorção segundo Gilles et al. (1974).	67
Figura 11: Tipos de curvas de chegada: (a) soluto não reativo - transporte advectivo; (b) soluto reativo - efeito da dispersão hidrodinâmica (SILVA, 2005).....	71
Figura 12: Determinação do R_d a partir da área acima da curva de chegada, segundo Shackelford (1994). Fonte: Arab (2011).	72
Figura 13: Localização da Formação Corumbataí no Estado de São Paulo (Fonte: Musso, 2008).	74
Figura 14: Localização dos pontos de Coleta das amostras de AM-1 a AM-7 (Fonte: Musso, 2008).	75
Figura 15: Mesa agitadora Orbital Mod. NT 155 de 40 rpm.	79
Figura 16: Separação solo da solução através de filtração.	79
Figura 17: pHmetro Micronal B376 para leitura de EH e pHmetro Digimed para leituras de pH.....	80
Figura 18: Condutímetro Analyser 650.	80
Figura 19: Espectrofotômetro HACH modelo 2010.	81

Figura 20: Equipamento de percolação em coluna montado e em funcionamento: (1) Painel para controle de pressão; (2) reservatório para recarga de solução contaminante; (3) coluna de percolação; (4) Coletor de efluentes.....	83
Figura 21: Célula de percolação.	83
Figura 22: Armazenamento da solução efluente coletada.	85
Figura 23: Aparato utilizado para extração da solução contida nos poros do corpo de prova. (1) Conexão para a mangueira, (2) camisa de pvc, (3) pistão, (4) o-ring.....	86
Figura 24: Sistema em execução para extração de solução dos poros. (1) Pórtico de reação; (2) camisa de PVC; (3) mangueira; (4) seringa de coleta.	87
Figura 25: Ensaio em execução com a Máquina EMIC DL10000.....	88
Figura 26: Condutividade Elétrica em função dos dias para AM-2.	98
Figura 27: Condutividade Elétrica em função dos dias para AM-3.	98
Figura 28: Condutividade Elétrica em função dos dias para AM-4.	99
Figura 29: Condutividade Elétrica em função dos dias para AM-8.	99
Figura 30: Condutividade Elétrica em função dos dias para AM-10.	99
Figura 31: Condutividade Elétrica em função dos dias para AM-14.	100
Figura 32: Condutividade Elétrica em função dos dias para AM-15.	100
Figura 33: Condutividade Elétrica em função dos dias para AM-16.	101
Figura 34: Gráfico de variação do Eh em função do tempo para AM-2.	103
Figura 35: Gráfico de variação do pH em função do tempo para AM-2.....	103
Figura 36: Gráfico de variação do Eh em função do tempo para AM-3.	103
Figura 37: Gráfico de variação do pH em função do tempo para AM-3.....	104
Figura 38: Gráfico de variação do Eh em função do tempo para AM-4.	104
Figura 39: Gráfico de variação do pH em função do tempo para AM-4.....	104
Figura 40: Gráfico de variação do Eh em função do tempo para AM-8.	105
Figura 41: Gráfico de variação do pH em função do tempo para AM-8.....	105
Figura 42: Gráfico de variação do Eh em função do tempo para AM-10.	105
Figura 43: Gráfico de variação do pH em função do tempo para AM-10.....	106
Figura 44: Gráfico de variação do Eh em função do tempo para AM-14.	106
Figura 45: Gráfico de variação do pH em função do tempo para AM-14.....	106
Figura 46: Gráfico de variação do Eh em função do tempo para AM-15.	107
Figura 47: Gráfico de variação do pH em função do tempo para AM-15.....	107
Figura 48: Gráfico de variação do Eh em função do tempo para AM-16.	107
Figura 49: Gráfico de variação do pH em função do tempo para AM-16.....	108
Figura 50: Condutividade Hidráulica em função do tempo para a AM-2.....	109
Figura 51: Condutividade Hidráulica em função do tempo para a AM-3.....	109

Figura 52: Condutividade Hidráulica em função do tempo para a AM-4.	110
Figura 53: Condutividade Hidráulica em função do tempo para a AM-8.	110
Figura 54: Condutividade Hidráulica em função do tempo para a AM-10.	110
Figura 55: Condutividade Hidráulica em função do tempo para a AM-14.	111
Figura 56: Condutividade Hidráulica em função do tempo para a AM-15.	111
Figura 57: Condutividade Hidráulica em função do tempo para a AM-16.	112
Figura 58: Curva de chegada em função do tempo para a AM-02.	113
Figura 59: Curva de chegada em função do volume de poros percolados para a AM-02.	113
Figura 60: Curva de chegada em função do tempo para a AM-03.	113
Figura 61: Curva de chegada em função do volume de poros percolados para a AM-03.	114
Figura 62: Curva de chegada em função do tempo para a AM-04.	114
Figura 63: Curva de chegada em função do volume de poros percolados para a AM-04.	114
Figura 64: Curva de chegada em função do tempo para a AM-08.	115
Figura 65: Curva de chegada em função do volume de poros percolados para a AM-08.	115
Figura 66: Curva de chegada em função do tempo para a AM-10.	115
Figura 67: Curva de chegada em função do volume de poros percolados para a AM-10.	116
Figura 68: Curva de chegada em função do tempo para a AM-14.	116
Figura 69: Curva de chegada em função do volume de poros percolados para a AM-14.	116
Figura 70: Curva de chegada em função do tempo para a AM-15.	117
Figura 71: Curva de chegada em função do volume de poros percolados para a AM-15.	117
Figura 72: Curva de chegada em função do tempo para a AM-16.	117
Figura 73: Curva de chegada em função do volume de poros percolados para a AM-16.	118
Figura 74: Soluções combinadas com o reagente: a) amostras com turbidez b) amostras utilizadas nas leituras de concentração.	118
Figura 75: Gráfico com o perfil das concentrações da solução nos poros das amostras.	122

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Comparação entre as quantidades de resíduos encaminhados para destinação final entre os anos de 2000 e 2008.	37
Tabela 2: Capacidade de troca de cátions e superfícies específicas de alguns argilominerais (GRIM, 1953).	53
Tabela 3: Localização das Amostras de AM-1 a AM-7. Fonte: Marques (2011).	76
Tabela 4: Dados do ensaio de granulometria, massa específica dos sólidos e ensaio de proctor. Fonte: Marques (2011).	89
Tabela 5: Resultados dos ensaios de Limites de Atterberg. Fonte: Marques (2011). ..	90
Tabela 6: Resultado do ensaio de azul de metileno.	91
Tabela 7: Minerais característicos das amostras obtidos em cada ensaio.	93
Tabela 8: Parâmetros determinados pelas isotermas de adsorção no método ECI. .	95
Tabela 9: Parâmetros determinados pelas isotermas de adsorção no método CSI. .	96
Tabela 10: Fator de Retardamento (Rd) para as concentrações de Cl^- e Cu^{++}	119
Tabela 11: Fator de Retardamento (Rd) para as concentrações de Cl^- e Cu^{++}	120
Tabela 12: Resultados do ensaio com resistência a compressão simples.	123
Tabela 13: Aptidão das amostras segundo critérios para construção de liners.	124
Tabela 14: Tabela de análise da Resistência a compressão simples em vários cenários.	124

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas

Acb - atividade da fração de argila

% Arg - porcentagem de argila presente na amostra

ATD – Análise Térmica Diferencial

ATG - Análise Termogravimétrica

C - Concentração

CCL - Camadas de Argila Compactada

CP – Corpo de Prova

CTC – Capacidade de Troca Catiônica

EESC - Escola de Engenharia de São Carlos

Eh – Potencial de oxirredução

GCL - Geocomposto bentonítico

HDPE - Polietileno de Alta Densidade

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IFSC – Instituto de Física de São Carlos

IPT – Instituto de Pesquisas Tecnológicas

K – Condutividade Hidráulica

LL – Limite de liquidez

LP – Limite de Plasticidade

M_s - Massa de Solo Seco

NBR - Norma Brasileira

M - Massa do solo seco (g);

pH – Potencial Hidrogeniônico

RSU – Resíduos Sólidos Urbanos

V - Volume da solução de azul de metileno gasta (mL);

Vol - volume do corpo de prova

SE - superfície específica

USP - Universidade de São Paulo

Vb - valor do azul de metileno

Lista de símbolos

C/C_o – Concentração Relativa

C_o – Concentração inicial

C_e – concentração de equilíbrio

Cl^- - Cloro

Cu^{++} - Cobre

D_o – Coeficiente de difusão da solução livre

D^* - Coeficiente de difusão efetiva

D_h – Coeficiente de dispersão hidrodinâmica

D_m – Coeficiente de dispersividade

e – Índice de vazios

i – gradiente hidráulico

L_p – Índice de plasticidade

V_i – Velocidade inicial

ρ_s - massa específica dos sólidos

ω_{ot} – Umidade ótima

$\rho_{d \text{ Max}}$ – Massa específica seca máxima

R_d – Fator de retardamento

n – Porosidade

K_d - coeficiente de distribuição

K_f – Constante de Freundlich

N – Coeficiente experimental de ajuste

C_e – Concentração de equilíbrio

ρ – Massa específica seca

mS – miliSimiens

mV – miliVolt

k – Condutividade Hidráulica

kPa – KiloPascal

Sr – Grau de Saturação

T – Temperatura

t – Tempo

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	30
2. OBJETIVOS	31
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	32
3.1 Aspectos Da Legislação Abordando Aterros Sanitários	32
3.2 Resíduos Sólidos e Aterros Sanitários	35
3.3 Sistema de Impermeabilização de Base	39
3.4 Argilas e Propriedades dos Argilominerais.....	51
3.5 Mecanismos de Transporte de Poluentes e Atenuação	54
3.6 Técnicas Experimentais para Determinar Parâmetros de Transporte e Atenuação	64
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	74
4.1 Materiais Utilizados	74
4.2 Aspectos Metodológicos.....	76
5. RESULTADOS	89
5.1 Caracterização dos Materiais e Dados Existentes	89
5.2 Ensaio de Equilíbrio em Lote	94
5.3 Resultado da Percolação em Coluna	97
5.4 Resistencia a Compressão Simples.....	122
6. CONCLUSÃO.....	125
REFERÊNCIAS.....	127

1. Introdução

As atividades industriais e a população das grandes cidades produzem diariamente grandes quantidades de resíduos sólidos urbanos (RSU), sendo um dos grandes problemas da atualidade, não só por seu alto potencial poluidor, como também pelo agravamento que representam à questão de esgotamento dos recursos naturais. Em locais de disposição inadequada, o líquido resultante da decomposição dos resíduos pode percolar pelo solo e alcançar os recursos hídricos superficiais ou até mesmo infiltrar-se no solo e atingir as águas subterrâneas, comprometendo sua qualidade e potenciais usos.

Os aterros de resíduos sólidos são obras de engenharia que exigem cuidados especiais visando à minimização dos impactos ambientais que sua implantação e operação provocam. Para que seja possível a adoção de medidas técnicas e evolução dos sistemas de contenção de resíduos, faz-se necessário um estudo profundo das propriedades geotécnicas em materiais empregados nestes sistemas. A disposição final dos resíduos, de forma a minimizar a contaminação das águas é feita, em geral, em aterros sanitários que devem apresentar na base camadas de argila compactada (CCL) ou geocompostos bentoníticos (GCL) e cobertura de sua superfície com geomembranas (GM) de polietileno de alta densidade (HDPE). Essas camadas também são conhecidas como *liners*.

Os processos de acumulação e transporte de contaminantes através do solo dependem da natureza do contaminante e do tipo do solo em questão. A composição química e as propriedades são fatores significativos no desenvolvimento da interação com o substrato do solo. Avaliando as propriedades físicas e químicas mais importantes e conhecendo bem as características do solo, pode-se compreender melhor o seu transporte e, assim, dimensionar melhores barreiras naturais ou artificiais para áreas contaminadas ou para futuras áreas de disposição do resíduo.

A composição físico-química dos líquidos resultantes da decomposição dos resíduos orgânicos depende de fatores como condições climáticas e pluviométricas e características dos resíduos e do solo da região. Essas soluções podem conter diferentes compostos que dependendo da concentração que se encontram são

considerados contaminante. Entre eles se destacam os metais tóxicos que, em sua maioria, são capazes de acumular no ambiente e possibilitar seu transporte para diversos níveis tróficos da cadeia alimentar.

Esse trabalho se justifica pelo fato de existirem poucos estudos relacionados com *liners no Brasil*, necessitando-se de mais informações para melhor entendimento e também para assegurar a proteção ambiental em obras de contenção de resíduos. O material que será estudado corresponde a materiais sedimentares, associados à Formação Corumbataí e que demonstraram em estudos prévios (Souza, 2009, Arab, 2011; Marques, 2011) potencialidades para uso como barreira protetora à migração de contaminantes.

Esses sistemas de barreiras desempenham funções diversas, dentre as quais se destacam o isolamento do resíduo e a diminuição da infiltração de águas pluviais e liberação de gás no caso dos sistemas de cobertura e a minimização da migração de contaminantes (filtragem, sorção e outras reações geoquímicas) em direção à água subterrânea.

2. Objetivos

O objetivo deste trabalho foi avaliar os materiais argilosos, relacionados à Formação Corumbataí, com o intuito de selecionar aqueles que reúnem as melhores características para serem usados em *liners* compactados. Os aspectos avaliados foram a retenção de contaminantes, por meio dos ensaios de equilíbrio em lote (*batch test*) e de percolação em coluna com solução de $\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, e a avaliação da resistência à compressão simples do solo compactado, para suportar as cargas exercidas em um aterro sanitário.

3. Revisão Bibliográfica

3.1 Aspectos Da Legislação Abordando Aterros Sanitários

A gestão de resíduos sólidos urbanos no Brasil deve ser entendida como o conjunto de ações normativas, operacionais, financeiras e de planejamento que um órgão público ou privado elabora baseado em critérios para o tratamento e disposição desses resíduos. No Brasil, existem normas e leis que podem orientar a administração pública, com legislações específicas ou que indiretamente estão relacionadas com o tema de aterros sanitários e resíduos sólidos.

O art. 225 do Capítulo VI da Constituição Federal, “Do meio ambiente”, declara:

[...]todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao poder público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações”. Também incumbe o poder público de “exigir, na forma da lei, para instalação de obra ou atividade potencialmente causadora de significativa degradação do meio ambiente, estudo prévio de impacto ambiental, a que se dará publicidade.

Conforme apresentado por Lino (2007) destacam-se algumas legislações, como as Resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) em nível federal, dentre as quais pode-se citar a Resolução CONAMA 01 de 1986 que determina que o licenciamento de aterros sanitários, enquanto atividades modificadoras do meio ambiente, depende da elaboração de Estudo de Impacto Ambiental (EIA).

Já a Resolução CONAMA 308 de 2002 cita que, na hipótese de ficar constatado por estudos técnicos que o empreendimento não causará significativa degradação ambiental, os municípios de até 30 mil habitantes e geração diária de resíduos sólidos de até 30 toneladas poderão ser dispensados, pelo órgão ambiental competente, de apresentar EIA e RIMA.

Entretanto, a Resolução CONAMA 404 de 2008, que revoga a CONAMA 308, define critérios e diretrizes para o licenciamento ambiental desses aterros sanitários de pequeno porte. No licenciamento ambiental deverão ser exigidas condições como respeito às distâncias mínimas estabelecidas na legislação ambiental e normas técnicas, e também o uso de áreas com características hidrogeológicas, geográficas e geotécnicas adequadas ao uso pretendido, comprovadas por meio de estudos específicos.

Desde a publicação da Lei Federal 9605 de 1998 que trata sobre Crimes Ambientais, os aterros sanitários têm sido implantados dentro dos critérios de segurança, sob pena de sofrer sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades nocivas ao meio ambiente.

Segundo Lino (2007), até 1997, os principais critérios estabelecidos e utilizados pela CETESB no Estado de São Paulo para licenciar a escolha de áreas para implantação de aterros sanitários eram bastante parecidos com os da atual NBR 13896 (ABNT, 1997). Com a aprovação da referida norma, esta passou a ser referência para a CETESB no licenciamento ambiental dos aterros sanitários.

De acordo com a NBR 13896 (ABNT, 1997), sempre que as condições hidrogeológicas da área escolhida para a implantação do aterro sanitário não atenderem às especificações presentes na mesma norma, deve ser implantada uma barreira impermeabilizante. A camada deve ser construída com materiais de propriedades químicas compatíveis com o resíduo, com espessura e resistência suficiente para evitar rupturas, e instalada de forma a cobrir toda a área para que o resíduo ou o líquido percolado não entre em contato com o solo natural.

A apresentação de projetos de aterros sanitários deve seguir a norma técnica NBR 8419 (ABNT, 1992). Segundo a referida norma, um projeto de aterro sanitário deve conter as seguintes partes:

- a) memorial descritivo: informações cadastrais, informações sobre os resíduos a serem dispostos no aterro sanitário, caracterização do local destinado ao aterro sanitário, concepção e justificativa do projeto, descrição e especificações dos elementos do projeto, operação do aterro sanitário, uso futuro da área do aterro;

b) memorial técnico: cálculo dos elementos do projeto, vida útil do aterro sanitário, sistema de drenagem superficial, sistema de drenagem e remoção de percolato, sistema de drenagem de gás, sistema de tratamento de percolato, cálculo de estabilidade dos maciços de terra e dos resíduos sólidos dispostos;

c) cronograma de execução e estimativa de custos: cronograma físico-financeiro para a implantação e operação do aterro sanitário;

d) desenhos: concepção geral, indicação das áreas de disposição dos resíduos sólidos, sistema de drenagem superficial e subsuperficial, sistema de drenagem de gases, sistema de tratamento do percolato, representação do aterro concluído, cortes, detalhes importantes;

e) eventuais anexos.

A Associação Brasileira de Normas Técnicas possui também as seguintes normas para regulamentar aterros:

- NBR 8.418 (1984): Apresentação de projetos de aterros de resíduos industriais perigosos;
- NBR 8.849 (1985): Apresentação de projetos de aterros controlados de resíduos sólidos urbanos;
- NBR 10.157 (1987): Aterros de resíduos perigosos – Critérios para projeto, construção e operação;
- NBR 15.112 (2004): Resíduos sólidos da construção civil e resíduos volumosos – Áreas de transbordo e triagem – Diretrizes para projeto, implantação e operação;
- NBR 15.113 (2004): Resíduos sólidos da construção civil e resíduos inertes – Aterros – Diretrizes para projeto, implantação e operação;
- NBR 15.114 (2004): Resíduos sólidos da construção civil – Áreas de reciclagem – Diretrizes para projeto, implantação e operação.

As normas e as leis brasileiras ainda se baseiam nas internacionais, vigentes em países mais desenvolvidos, e que se atentaram antes para os problemas ambientais. Ainda que essas regulamentações geralmente resultem de pesquisas e de dados de monitoramento em aterros ativos, ainda devem ser revistas dentro da perspectiva nacional, tanto de recursos humanos e econômicos, como do clima e dos materiais típicos do País (BOSCOV, 2008).

3.2 Resíduos Sólidos e Aterros Sanitários

A composição dos resíduos sólidos é muito variável e complexa, principalmente em função dos hábitos culturais, sociais e da situação econômica de cada grupo populacional. Pode-se classificar sua composição de forma qualitativa e quantitativa e essa divisão pode contribuir muito para o estudo do aproveitamento ou biodegradabilidade de alguns de seus componentes (SCHALCH, 1984).

A norma brasileira NBR 10.004 (ABNT, 2004) define resíduos sólidos como:

Resíduos nos estados sólidos e semissólidos, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível (p.1).

O conhecimento científico e tecnológico sobre unidades de disposição final para os resíduos sólidos, especificamente os aterros, evoluiu substancialmente nos últimos anos. Através da NBR 10.004 os resíduos são classificados conforme seu grau de periculosidade:

Resíduos Classe I – Perigosos (tóxicos, corrosivos, inflamáveis, reativos ou patogênicos)

Resíduos Classe II – Não perigosos

Resíduos Classe IIA – Não Inertes (Resíduo Sólido Urbanos) e,

Resíduos Classe IIB – Inertes (Resíduos de Construção e Demolição)

Os resíduos sólidos urbanos (RSU) são dispostos em aterros sanitários. Resíduos Industriais são geralmente depositados em aterros industriais, mas os de Classe II podem ser dispostos com os RSU.

O aterro sanitário pode ser definido como uma forma de disposição de resíduos sólidos no solo que, fundamentada em critérios de engenharia e normas operacionais, permite o confinamento seguro, garantindo o controle de poluição ambiental e proteção à saúde pública, minimizando impactos ambientais (IPT, 2000).

A última Pesquisa Nacional de Saneamento Básico realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2010) indica que em 2008 foram produzidas cerca de 183 mil toneladas diárias de resíduos sólidos no país. Cerca de 20% deste total foi depositado em vazadouros a céu aberto (lixões), 20% em aterros controlados e 58% em aterros sanitários. Essa pesquisa também indica que 51% dos municípios brasileiros ainda depositam os resíduos urbanos em lixões.

A destinação final adequada e satisfatória dos resíduos sólidos é um desafio para administrações públicas, pois podem comprometer a saúde pública. Existem alguns métodos para se dispor o resíduo no solo, sendo uns recomendáveis sanitária e tecnicamente. Por isso, é necessário que se tenha noção de todos os métodos para que sejam tomadas decisões corretas no momento da escolha de um local para se dispor os resíduos. Lima (2001) diz que a disposição na forma de aterro controlado produz poluição localizada, pois similarmente ao aterro sanitário, a extensão da área de disposição é minimizada. Porém não possui impermeabilização de base, comprometendo a qualidade das águas subterrâneas, nem sistema de coleta e tratamento de chorume e ainda dispersão dos gases gerados.

No entanto a destinação em aterro sanitário vem crescendo nos últimos anos e as disposições inadequadas estão enfraquecendo. A Tabela 1 compara as quantidades

de resíduos encaminhados para a destinação final entre os anos de 2000 e 2008 (IBGE, 2010).

Tabela 1: Comparação entre as quantidades de resíduos encaminhados para destinação final entre os anos de 2000 e 2008.

Destino Final	2000		2008	
	Quantidade (t/d)	%	Quantidade (t/d)	%
Aterro Sanitário	49.614,50	35,4	110.044,40	58,3
Aterro Controlado	33.854,30	24,2	36.673,20	19,4
Vazadouros a céu aberto (lixão)	45.484,70	32,5	37.360,80	19,8
Unidade de Compostagem	6.364,50	4,5	1.519,50	0,8
Unidade de triagem para reciclagem	2.158,10	1,5	2.592,00	1,4
Unidade de incineração	483,10	0,3	64,80	<0,1
Vazadouro em áreas alagáveis	228,10	0,2	35,00	<0,1
Locais não fixos	877,30	0,6	SI	
Outra unidade	1.015,10	0,7	525,20	0,3
Total	140.080,70		188.814,90	

SI: sem informação. Na PNSB 2008 não se utilizou essa opção como destino final

Fonte: IBGE (2008)

Considerada um marco na gestão ambiental no Brasil, a Lei 12.305/2010 que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos e seu decreto regulamentador – Decreto no. 7.404/2010 estabelecem princípios, objetivos, diretrizes, metas e ações, e importantes instrumentos, tais como o Plano Nacional de Resíduos Sólidos. Esta Política lança uma visão moderna na luta contra a problemática dos resíduos sólidos urbanos, tendo como princípio a responsabilidade compartilhada entre governos, empresas e população.

Com a nova Lei, os municípios são obrigados a tratar os resíduos de forma mais criteriosa e responsável, colocando seus rejeitos em aterros que seguem normas ambientais, sendo proibida a catação, a criação de animais e a instalação de moradias nessas áreas. Com a implantação da lei, os municípios farão planos de metas sobre seus resíduos e os lixões terão que ser erradicados. A lei também diz que devem ser instituídos mecanismos que incentivem os municípios que dispõem seus resíduos em aterros controlados a construir aterros sanitários, ou então, partir para a opção dos consórcios públicos. As prefeituras passaram a fazer compostagem e é obrigatório controlar custos e medir a qualidade dos serviços.

Segundo Boscov (2008), o conceito de aterro de resíduos compreende um sistema devidamente preparado para a deposição dos resíduos sólidos, que envolve a sua instalação completa e também as atividades que nele se processam, englobando componentes como: divisão de células, compactação dos resíduos, cobertura, sistema de impermeabilização, sistemas de drenagem e tratamento para líquidos e gases, monitoramento geotécnico e ambiental, entre outros.

Lima (2001) expõe que devem ser tomadas algumas medidas na construção dos aterros sanitários. Dispor, acumular e compactar diariamente o resíduo na forma de células trabalhando com técnicas corretas para possibilitar o tráfego de caminhões, equipamentos e para reduzir recalques futuros. Também deve-se tomar medidas para recobrir diariamente o resíduo com uma fina camada de solo para impedir a procriação de vetores e a presença de catadores, além de ainda controlar gases e líquidos que são formados no aterro.

Segundo o mesmo autor, o princípio do aterro sanitário é controlar a migração de contaminantes para o meio ambiente mediante a contenção dos resíduos, com a finalidade de evitar a poluição das águas superficiais, águas subterrâneas e solo, assim como reações adversas na cadeia alimentar.

O principal agente contaminante das águas subterrâneas é o lixiviado, o qual é o produto da decomposição dos resíduos sólidos, por meio de fatores físicos, químicos e biológicos (MILLER JUNIOR, 2008).

De acordo com Silva (2005), os principais elementos que compõe a estrutura física de um aterro sanitário são:

- *Revestimento lateral e de fundo*: Visa impedir a contaminação dos solos e lençol freático.
- *Células de resíduo*: Consiste no volume de resíduos disposto durante um período de lançamento, incluindo o material de recobrimento que o envolve;
- *Recobrimento da célula*: camada de material inerte (solo ou outro material) que cobre a superfície da célula. Sua função é impedir o espalhamento dos resíduos de forma a minimizar impactos ao meio ambiente;

- *Bermas*: realizadas em aterros com altura superior a 15 metros para garantir a estabilidade do talude lateral do aterro sanitário. São construídas entre todas as camadas de resíduos;
- *Sistemas de drenagem de águas pluviais e líquidos percolados*: os drenos de águas pluviais são dispositivos projetados para captar e conduzir as águas superficiais para áreas externas do aterro, prevenindo-o contra a erosão;
- *Sistema de drenagem de gases*: os gases gerados no processo de decomposição da matéria orgânica podem resultar em sérios problemas, pois o gás metano em alta concentração pode ser explosivo. Esses gases devem ser drenados para evitar que sua migração, através dos poros dos subsolos, atinja redes de esgoto, fossas, poços e edificações.

A CETESB (1997) descreve que uma das medidas de proteção ambiental que um aterro sanitário deve ter é o sistema de proteção dos aquíferos subterrâneos. Essa proteção se dá por meio da drenagem de nascentes (quando for inevitável a instalação de aterros nessas áreas) e impermeabilização do solo, com camadas de solos argilosos ou membranas sintéticas, também conhecidas como geomembranas, feitas de polietileno de alta densidade - PEAD, com espessura variando em torno de 2,0 milímetros.

Segundo a NBR 13.896 (ABNT, 1997), sempre que as condições hidrogeológicas do local escolhido para implantação do aterro não atenderem às especificações (existência de um depósito natural extenso e homogêneo de materiais com coeficiente de permeabilidade inferior a 10^{-6} cm/s e uma zona não saturada com espessura superior a 3,0 m), deve ser implantada uma camada impermeabilizante inferior. Essa camada deve cobrir toda a área, ser construída com materiais com propriedades químicas compatíveis com os resíduos e não deve oferecer riscos de ruptura.

3.3 Sistema de Impermeabilização de Base

O sistema de impermeabilização de base, também chamado de revestimento de fundo, tem a função de proteger a fundação do aterro, evitando a contaminação do

subsolo e aquíferos subjacentes, e pela migração de lixiviado (IPT/CEMPRE, 2000; BOSCOV, 2008). Este sistema deve ser executado a fim de garantir estanqueidade, durabilidade, resistência mecânica, resistência às intempéries e compatibilidade com os resíduos a serem aterrados (ROCCA, 1993).

É composto basicamente por barreiras de impermeabilização (*liners*) que são camadas de um determinado tipo de material, utilizadas para reduzir o fluxo de percolados para o ambiente hidrogeológico subjacente. Dessa maneira consegue-se proteger o ambiente circundante ao aterro contra a poluição, garantindo a potabilidade das águas subterrâneas (LUKIENTCHUKI, 2007). A Figura 1 apresenta um esquema ilustrativo de um sistema de impermeabilização de base.

Figura 1: Esquema ilustrativo de sistema de impermeabilização de base (adaptado de Boscov, 2008).

A escolha do tipo de impermeabilizante de base é influenciada pelo seu uso potencial, pelo meio ambiente físico, pela química da solução percoladora e da água subterrânea, pela vida útil do projeto, taxa de infiltração e restrições físicas (LEITE; ZUQUETTE, 1995; LANGE *et al.*, 2006). Os sistemas de impermeabilização natural compreendem os solos argilosos compactados de baixa condutividade hidráulica e podem ser empregadas misturas de solos com bentonita.

Braga (2010) apresenta em seu trabalho os princípios fundamentais do projeto da camada impermeabilizante de base, considerados por Manassero *et al.* (2000), que são:

- A camada impermeabilizante de base de solo compactado, também denominada barreira mineral, é geralmente o componente básico dos sistemas de impermeabilização tradicionais em relação ao desempenho de longo prazo.
- As exigências e características da barreira mineral, em ordem de importância, são: condutividade hidráulica baixa em escala de campo, compatibilidade em longo prazo com as espécies químicas a ser contida, alta capacidade de sorção e coeficiente de difusão baixo.
- A qualidade da construção tem um papel fundamental na eficiência final do sistema em termos da condutividade hidráulica global, em escala de campo.
- Sistemas compostos podem oferecer vantagens em curto e longo prazo: redução da condutividade hidráulica global como resultado da atenuação dos defeitos locais tanto da geomembrana como do solo compactado; minimização de problemas de trincas de secagem; aumento do fluxo captado pelas camadas de drenagem; a geomembrana sobre a camada de solo compactado pode retardar o contato direto entre o solo e o percolado, dando tempo para que ocorra o adensamento do solo sob o peso dos resíduos, assim reduzindo ou evitando problemas de compatibilidade.

Bueno *et al.* (2004) argumentam que o advento dos geossintéticos introduziu novos materiais para a composição de barreiras impermeáveis, como as geomembranas (GM) e os geocompostos argilosos (GCL). Cada uma dessas opções apresenta vantagens e desvantagens, em função de uma série de requisitos exigidos. Segundo o mesmo autor, as geomembranas consistem em mantas poliméricas flexíveis que apresentam permeabilidades extremamente baixas (da ordem de 10^{-12} cm/s) e que são utilizadas como barreiras para líquidos e gases. Nos geocompostos argilosos, uma camada de argila em pó, usualmente bentonita sódica, é ligada por meios mecânicos ou químicos a um geotêxtil ou a uma geomembrana.

A combinação de solo compactado com a geomembrana permite que eventuais vazamentos, rápidos e pontuais, sejam reduzidos pelo solo compactado abaixo, onde a percolação se dará de forma lenta. Os sistemas compostos têm sido amplamente utilizados nos Estados Unidos e em países europeus por combinarem as vantagens

de um produto industrializado com a capacidade de cicatrização e adsorção de um solo compactado (BRAGA, 2010). Para Shackelford (1993) os sistemas mistos podem apresentar permeabilidade até cem vezes menor do que geomembranas ou barreiras de solo compactado isoladamente.

As normas técnicas e legislações internacionais diferem bastante quanto às configurações do sistema de impermeabilização de base, ao contrário da condutividade hidráulica, ou seja, quando o sistema de impermeabilização é constituído por uma geomembrana sobrejacente a uma camada de solo argiloso compactado, a maioria das especificações internacionais recomenda um valor máximo de 10^{-9} m/s (BOSCOV, 2008). A Figura 2 apresenta configurações de sistemas de impermeabilização de base em estruturas de aterros de resíduos especificadas por alguns países.

Figura 2: Configurações de sistemas de impermeabilização de base em aterros sanitários por alguns países. (Adaptado de Ferrari, 2005).

De acordo com Vidal (2007) e Soares (2012) vale realçar que o bom desempenho do sistema de impermeabilização depende da qualidade da geomembrana, como dos cuidados na sua instalação e da construção adequada da camada de solo

compactado subjacente. Esse desempenho depende de um projeto executivo bem detalhado, com controle de qualidade e fiscalização adequada da instalação.

3.3.1 Liners de Solos Argilosos Compactados (CCL)

Segundo Boff (1999), o termo *liner* é usado genericamente para designar camadas constituídas de materiais naturais, artificiais ou a combinação de ambos. Na Engenharia Ambiental são utilizados para o controle da infiltração de líquidos contaminantes protegendo o meio físico. Os *liners* de materiais naturais vem sendo os mais estudados por razões práticas e econômicas.

Devido à dificuldade de se assegurar que uma barreira impermeável com solo, em condições locais, tenha uma faixa baixa e uniforme de condutividade hidráulica, a engenharia geotécnica utiliza a compactação dos solos como método de melhoria do desempenho deste material. Essas barreiras são consideradas eficientes, a longo prazo, quando resistem aos ataques químicos dos percolados e apresentam alto potencial de retenção do contaminante. Experiências têm demonstrado que o teor de umidade do solo, o método e a energia de compactação exercem grande influência na condutividade hidráulica desses *liners* (MITCHELL *et al.*, 1965 *apud* LUKIANTCHUKI, 2007).

A camada de solo argiloso compacto (CCL), em um sistema composto de impermeabilização, tem as funções de servir de suporte para a geomembrana, provendo uma superfície lisa e uma base resistente, e de ser uma segunda linha de defesa em caso de vazamento pela geomembrana. Em sistemas de impermeabilização em que é o único elemento, a camada de solo argiloso compactado tem a função de contenção e atenuação de contaminantes. Essa variante é possível em locais com nível d'água profundo, espessas camadas de solo não saturado e com alta capacidade de retenção de contaminantes sob o aterro, além das condições hidrogeológicas e climáticas favoráveis (BOSCOV, 2008).

Brandl (1992), nos diz que as requisições para que um CCL seja considerado seguro são: minimização da migração de contaminantes, seja por advecção ou difusão; alta capacidade de retardamento dos contaminantes; resistência aos elementos químicos e aos processos erosivos; habilidade de autocorreção;

flexibilidade (não suscetibilidade a recalques diferenciais) e características apropriadas de expansão e contração dos minerais na barreira. Segundo Anderson e Hee (1995), desde que atendam as especificações técnicas, os liners compactados devem ser preferidos às barreiras sintéticas, pelas suas características técnicas de autossuficiência e similaridade com o ambiente natural.

Para Rowe *et al.* (2004) os pontos críticos no estudo destes liners são a permeabilidade e a compatibilidade entre argilas e o fluido contaminante. Folkes (1982) complementa que a permeabilidade depende da estrutura do material inconsolidado, incluindo distribuição granulométrica, tamanho dos poros, orientação das partículas e dos agregados de partículas, força de ligação e agentes cimentantes.

A maioria das normas internacionais para sistemas de impermeabilização de aterros sanitários recomenda que a camada de solo compactado apresente um coeficiente de permeabilidade da ordem de 10^{-9} m/s. Esse valor vem do estudo de Potter e Young (1993), que baseado na lei da Darcy, consideraram um tempo de 30 anos, após o qual o lixiviado deixaria de ser contaminante, para que passasse a camada de solo compactado de 1 metro de espessura, considerando gradiente hidráulico unitário.

A maioria dos países impõe características para o *liner* em função do resíduo. Segundo as diretrizes da Comunidade Europeia para aterros de resíduos perigosos, a espessura padrão de CCL é 5m com permeabilidade de 10^{-9} m/s, enquanto que para não perigosos o padrão é espessura de 1 metro com permeabilidade de 10^{-9} m/s (EC, 2003).

Rowe *et al.* (2004) cita alguns critérios para que os liners de argila compactada sejam empregados. Esse autor diz que o solo deve possuir uma quantidade mínima de 15 a 20% de argila e um índice de plasticidade maior que 7%. É desejável uma capacidade de troca de cátions maior que 10 meq/100g. Deve ser compatível quimicamente com o resíduo, não sofrendo aumentos significativos da condutividade hidráulica.

Do mesmo modo, Daniel e Benson (1990) expressam que o sucesso no projeto de um *liner* envolve outros fatores, tais como: avaliação da compatibilidade química, determinação da metodologia de construção, análise da estabilidade do talude e

capacidade de suporte, avaliação da subsidência, consideração sobre fatores ambientais, desenvolvimento e execução de um plano de segurança da qualidade de construção.

Os materiais continuam sendo indispensáveis à construção de *liners*, no entanto, para a viabilidade econômica é necessário que jazidas adequadas estejam próximas dos locais de instalação. No Brasil os solos tropicais, devido a sua importância e por ocuparem grande extensão territorial, demonstram grande interesse para o emprego em *liners* (BOFF, 1999).

3.3.2 Condutividade Hidráulica e a Compactação do Solo

A condutividade hidráulica dos solos é essencial para estudos dos casos onde ocorre o fluxo de água neste meio. Em barreiras de impermeabilização esse parâmetro é um fator decisivo na escolha do material, uma vez que é necessária a utilização de materiais com baixíssimos valores de condutividade hidráulica.

Conhece-se que grande número de fatores influenciam a condutividade hidráulica de uma argila compactada. Conforme estudos realizados por Boynton e Daniel (1985), os fatores são:

- massa específica do solo (grau de compactação),
- umidade, grau de saturação do solo, e composição do fluido percolante,
- gradiente hidráulico,
- estrutura do solo (tamanhos dos aglomerados de argila; distribuição de tamanhos de poros),
- índice de vazios,
- composição do solo (física, química e mineralógica),

Existem na literatura clássica explicações para a influência do teor de umidade de moldagem na condutividade hidráulica de solos argilosos compactados. A proposta descrita por Lambe e Whitman (1979) relaciona a condutividade hidráulica do solo compactado com a orientação das partículas. Os autores Benson e Daniel (1990),

tentaram verificar a importância da estrutura e dos agregados de partículas na condutividade hidráulica de uma argila compactada a nível microscópico, não encontrando nenhuma evidência de floculação ou dispersão da estrutura do solo em função do teor de umidade de compactação. Para que seja reduzida a condutividade hidráulica nos solos altamente plásticos que formam aglomerados de partículas, é necessário que os vazios sejam eliminados durante a compactação.

Lambe e Whitman (1979) avaliaram a influência do teor de umidade na condutividade hidráulica, utilizando-se uma argila siltosa proveniente da Jamaica. Os autores verificaram que para o solo argiloso compactado com teor de umidade acima do teor de umidade ótimo, as partículas ficavam arranjadas de forma paralela (estrutura dispersa). Este fato dificultava a passagem de fluxo e consequentemente, diminuía a condutividade hidráulica.

Quando as amostras são compactadas em teores abaixo do ótimo, pode ocorrer agregação das partículas, o que proporciona o aumento do volume de vazios, aumentando a condutividade hidráulica do solo e prejudicando a ação do *liner* (SILVA, 2005). Recomenda-se que compactação deve conduzir a um valor maior que 95,5% da massa específica seca de compactação do proctor normal (LEITE, 2000). Na Figura 3 pode-se observar o efeito da energia de compactação e do teor de umidade ótimo:

Figura 3: estrutura do solo proposta por Lambe (M.I.T) em função da energia e umidade de compactação. Fonte: Pinto (2002).

Nos trabalhos de Boff (1999) e Marques (2011) foram citadas às análises de Daniel e Benson (1990), que abordam os limites de teor de umidade (w) e massa específica aparente seca (ρ_d) que estabelecem os valores de energia de compactação em laboratório e no campo para alcance dos melhores resultados de condutividade hidráulica e recomendam os seguintes procedimentos:

- Delineamento das curvas de compactação para solos compactados em laboratório com os procedimentos de compactação proctor modificado, normal e reduzido (Figura 4a).
- Determinação dos valores mínimos de condutividade hidráulica em função da umidade de moldagem para cada corpo de prova (Figura 4b).
- Os dados de compactação devem ser plotados utilizando uma simbologia diferente para representar as amostras com valores de condutividade hidráulica diferentes ou iguais aos valores máximos aceitáveis. Essa zona aceitável deve ser desenhada para abranger os resultados dos ensaios que estão atingindo ou superando os critérios de projeto.
- A zona aceitável pode ser modificada (Figura 5) atribuindo outras considerações como resistência ao cisalhamento, atrito interfacial com geomembrana, considerações de umedecimento e secagem, limites de contração e expansão, ou práticas locais.

Figura 4: Recomendação do procedimento de projeto: (a) determinação da curva de compactação para diferentes energias; (b) Determinação da condutividade hidráulica das amostras compactadas. Fonte: Daniel e Benson (1990).

Figura 5: Zona aceitável para construção de liners em termos de teor de umidade (wot) x Massa específica seca (pd): a) replotagem da curva de compactação; b) modificação da zona admissível de acordo com outras considerações. Fonte: Daniel e Benson (1990).

Portanto, conforme observado por Heineck (2002), a maioria dos parâmetros que causam diminuição na condutividade hidráulica das argilas causam também uma diminuição na sua resistência mecânica. Uma vez que um material utilizado como *liner* deve possuir baixa condutividade hidráulica e alta resistência mecânica, existe a necessidade de ser feito um ajuste entre condutividade hidráulica e resistência mecânica através da dosagem de materiais que tenham capacidade de conferir estas duas características.

3.3.3 Pesquisas Realizadas com Amostras da Formação Corumbataí em *Liners*

Um dos primeiros trabalhos realizados com amostras da Formação Corumbataí para uso em *liners* foi o de Musso (2008) onde o autor analisou o comportamento de um solo argiloso compactado (CCL) e um geocomposto bentonítico (GCL) frente a gradientes hidráulicos e químicos. Nesse trabalho o autor desenvolveu um equipamento para avaliar o comportamento membrana e calculou o coeficiente de eficiência químico-osmótico em ensaio de difusão-membrana, realizou o ensaio de Advecção-dispersão e os ensaios de caracterização geotécnica que permitiram avaliar o solo da Fm. Corumbataí como um material adequado para ser usado como liner por cumprir requisitos exigidos por diferentes legislações ambientais.

Musso (2008) também constatou que os valores do fator de retardamento, obtidos usando os parâmetros do ensaio de equilíbrio em lote, são sempre maiores que os obtidos nos ensaios em coluna, mas foram um valor de referência para avaliar o andamento dos ensaios de advecção-dispersão.

Outro trabalho realizado com amostras da Fm. Corumbataí foi o de Souza (2009) que analisou o comportamento de duas configurações de *liners* através da percolação com solução de KCl. As amostras foram combinadas com um geocomposto bentonítico (GCL) e submetidos a ensaios de coluna de percolação. Os resultados permitiram determinar a condutividade hidráulica e parâmetros de transporte de contaminante. A autora ainda comparou o comportamento dos materiais combinados com os resultados de Musso (2008), que havia adotado uma configuração independente. As configurações apresentaram melhor desempenho com liner composto e na comparação dos resultados a condutividade hidráulica não diferiu e as configurações de *liner* compostos apresentaram maiores fatores de retardamento do que o *liner* do solo argiloso compactado isoladamente.

Arab (2011) avaliou o desempenho de liners compostos frente a soluções de $\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ utilizando também o solo argiloso compactado (CCL) e um geocomposto bentonítico (GCL). Os corpos de prova foram submetidos à percolação de duas soluções de Cu^{2+} (concentrações de 0,024M e 0,012M) utilizando o ensaio de coluna. A autora observou que o liner composto mostrou-se mais eficiente como liner comparado com Musso (2008), que estudou ambos separadamente. Além disso,

observou que os resultados de Rd são inversamente proporcionais às concentrações utilizadas.

3.4 Argilas e Propriedades dos Argilominerais

Segundo Santos (1975), argila é um material natural, terroso, de granulação fina, que geralmente adquire, quando umedecido com água, certa plasticidade; quimicamente, são argilas formadas essencialmente por silicatos hidratados de alumínio, ferro e magnésio. Designa ainda o nome “argila” um grupo de partículas do solo cujas dimensões se encontram entre uma faixa específica de valores.

As argilas são constituídas essencialmente por partículas cristalinas extremamente pequenas de um número restrito de minerais conhecidos como “argilominerais” (BERGAYA *et al.*, 2006). No entanto, Murray (2007) também afirma que além dos argilominerais, as argilas são constituídas por outros materiais e minerais, tais como matéria orgânica, sais solúveis e partículas de quartzo, pirita, mica, calcita, dolomita e outros minerais residuais, e podem conter também minerais não cristalinos ou amorfos. A composição da argila é importante, pois pode afetar consideravelmente as propriedades desse material.

Os argilominerais pertencem à família dos filossilicatos e contem folhas tetraédricas bidimensionais contínuas e octaedros constituídos por cátions di ou trivalentes (Al^{+3} , Fe^{+3} , Mg^{+2} , Mn^{+2} , Fe^{+2}), oxigênios e hidroxilas. A unidade estrutural dos argilominerais pode conter uma folha tetraédrica combinada a uma octaédrica, formando a chamada estrutura 1:1, ou ainda, uma folha octaédrica entre duas folhas tetraédricas formando a estrutura 2:1 (BERGAYA *et al.*, 2006).

Sendo assim, os argilominerais com camada 1:1 correspondem ao grupo da caulinita, tendo a estrutura geométrica definida pela presença de uma folha de tetraedro de sílica associada a uma folha de octaedro de alumínio. Já os denominados 2:1 representam o grupo da esmectita, cuja geometria espacial é constituída por uma folha de octaedro de alumínio envolvida por duas de tetraedros de sílica (MELFI; MONTES, 2008). Essa representação de ambas às estruturas está apresentada pela Figura 6.

Figura 6: Esquema da camada estrutural básica de uma argila: (a) Estrutura 1:1 e b) Estrutura 2:1 (MURRAY, 2007).

Os argilominerais fazem parte da composição mineralógica dos solos e são produto das modificações das rochas causadas pelo intemperismo. Com isso, adquirem a capacidade de trocar íons, ou seja, têm íons fixados na superfície, entre as camadas e dentro dos canais do retículo cristalino. Esta capacidade de troca catiônica surge em função do potencial elevado das argilas de reagirem com cátions presentes em soluções, por apresentarem cargas negativas em sua superfície externa (LUNA; SCHUCHARDT, 1999).

De acordo com Guerra *et al.* (2009) a facilidade de troca de cátions do argilomineral varia em função da concentração dos íons trocáveis e adsorvidos, da dimensão, da natureza e de seu potencial de hidratação.

A determinação da capacidade de troca de cátions (CTC) é considerada um método fácil. Observa-se na Tabela 2 a diferença na CTC de cada grupo de argila, sendo uma propriedade que associada a outros métodos como Difração de Raio X e ATD contribui para identificar os minerais em um solo.

Tabela 2: Capacidade de troca de cátions e superfícies específicas de alguns argilominerais (GRIM, 1953).

Argilomineral	Caulinita	Ilita	Clorita	Esmectita	Vermiculita
CTC (cmol/Kg)	3-15	10-40	10-40	80-150	100-150
Sup. Específica (m ² /g)	10-20	65-100	65-100	≈ 840	≈ 840

A elevada superfície específica dos argilominerais facilita os fenômenos de troca entre os íons dos argilominerais e o meio líquido. O segundo aspecto refere-se ao potencial de expansão das camadas basais quando colocadas em contato com a água (exceto as de camada 1:1, que não são expansivas), que além de aumentar o volume interplanar basal, facilita as reações físico-químicas de troca iônica. Como consequência destas propriedades ocorrem alterações nas propriedades de capacidade de troca catiônica e de hidratação (GUERRA *et al.*, 2009; SANTOS, 1992).

As cargas na superfície das partículas das argilas estão relacionadas aos fenômenos de superfície como a dispersão/floculação, capacidade de troca de cátions e de ânions e adsorção. De acordo com Sposito (1989) e Tan (2011) as cargas do solo podem ser do tipo permanente, quando originadas de substituição isomórfica na formação dos minerais, ou cargas variáveis quando dependentes de pH do meio.

As cargas permanentes podem ter origem tanto na própria formação do mineral ou por substituição isomórfica tanto dos elementos de maior valência, que são os tetraedros de Si⁴⁺ por Al³⁺, como nos octaedros de Al³⁺ por Mg⁺², resultando em cargas negativas (SINGH; UEHARA, 1986 *apud* Arab, 2011). Segundo os mesmos autores, quando na presença de matéria orgânica, a argila adquire carga positiva ou negativa devido à dissociação dos íons H⁺ presentes nos grupos funcionais carboxil, fenol e grupos amínicos.

A carga variável é gerada devido à dissociação dos grupos OH⁻ adsorvidos. Portanto, Freeze e Cherry (1979) e Kresic (2007) esclarecem que a adsorção dos contaminantes dissolvidos é muito dependente do pH. Para neutralizar essa carga, uma camada de íons é adsorvida a uma zona adjacente à camada de OH⁻ e pode-se observar que em valores de pH muito baixos prevalecem cargas positivas. No entanto, em valores elevados de pH, prevalecem cargas negativas (ARAB, 2011).

Yong *et al.* (1992) diz que a valência do cátion possui grande influência nas substituições iônicas, pois quanto maior a valência do cátion, maior é a atração em relação às partículas sólidas. Para íons de mesma valência, quanto maior o tamanho do íon, maior o poder de substituição.

A carga elétrica e o ponto de carga zero (PCZ) são dependentes da proporção dos constituintes minerais e orgânicos do solo. Segundo Ribeiro *et al.* (2011) os óxidos de ferro e alumínio contribuem para o aumento das cargas positivas e do ponto de carga zero, enquanto matéria orgânica e argilominerais silicatados, como a caulinita, aumentam as cargas negativas e reduzem o PCZ.

Sposito (1989) citado por Leite (2001) representa o valor de pH no qual a carga total do solo se anula, assinalando o movimento livre de íons na solução e o aumento das forças interpartículas que produzem a floculação.

3.5 Mecanismos de Transporte de Contaminantes e Atenuação

O conhecimento sobre os mecanismos fundamentais do transporte de contaminantes em solos torna-se cada vez mais importante para o aperfeiçoamento do projeto de disposição de resíduos, do diagnóstico de contaminação, do projeto de remediação de áreas contaminadas e da avaliação do monitoramento das obras realizadas.

O transporte de contaminantes na água do subsolo é estudado como transporte de massa em meios porosos, em que a massa considerada é a de algum soluto (contaminante) que se move com o solvente (água) nos interstícios de um meio poroso (solo), tanto na zona saturada como na insaturada (BOSCOV, 2008).

A contaminação pode ser definida como sendo a introdução no meio ambiente de substâncias tóxicas, organismos patogênicos ou outros elementos, em concentrações consideradas perigosas para a saúde humana, sendo a contaminação um caso particular de poluição (CETESB, 1999).

Silva (2005) argumenta que para o entendimento de qualquer problema de contaminação do solo é necessário verificar dois casos gerais. O primeiro se refere aos contaminantes bastante miscíveis em água, tais como os compostos inorgânicos (ácidos, bases e sais) e os orgânicos hidrofílicos (ácidos e bases orgânicas e compostos neutros). O segundo caso se refere aos contaminantes pouco miscíveis ou imiscíveis em água, que incluem os compostos orgânicos hidrofóbicos.

As soluções contaminantes inorgânicas são constituídas pelo soluto (substâncias sólidas, moléculas e íons) e pelo solvente (água). O transporte desta solução pode ser descrito como sendo um processo, em que o fluxo através do solo provoca o processo de transferência dos solutos da solução contaminante para o solo, segundo um mecanismo físico-químico. Os principais mecanismos físicos responsáveis pelo transporte são a advecção, dispersão mecânica e difusão molecular (SILVA, 2005).

De acordo com Jesus (2004), o mecanismo responsável pela migração e retenção de soluto no solo é influenciado por fatores relacionados com o fluido percolante, com o solo e com as condições ambientais: tipo de solo, mineralogia, capacidade de troca de cátions (CTC), espécies de cátions adsorvidos, velocidade de percolação, teor de matéria orgânica, concentração de contaminante, presença de outras substâncias na solução percolante, condições hidrogeológicas, temperatura e pH do meio.

3.5.1 Advecção

A advecção é definida como o transporte de matéria em solução ou suspensão com o movimento do fluido. O escoamento ocorre em razão da força de gravidade, sendo retardado pela viscosidade e pelo atrito de contato entre o fluido e os sedimentos associados (DOMENICO e SCHWARTZ, 1998).

De acordo com Boscov (2008) advecção (Equação 1) é o processo pelo qual o soluto é carregado pela água em movimento, mantendo-se constante a concentração da solução. Solutos não reativos são transportados a uma velocidade média igual à velocidade específica ou de fluxo da água (Figura 7):

$$u = \frac{v}{n} \quad (1)$$

Sendo:

v = a velocidade de percolação, aproximação ou descarga (ou ainda, velocidade de Darcy)

n = a porosidade do solo.

Figura 7: Velocidade de advecção de um soluto através de um volume de solo (adaptado de Boscov, 2008).

Van der Perk (2007) explica que em três dimensões, a advecção é descrita matematicamente pela Equação 2:

$$\frac{\partial c}{\partial t} + vx \frac{\partial c}{\partial x} + vy \frac{\partial c}{\partial y} + vz \frac{\partial c}{\partial z} = 0 \quad (2)$$

Onde:

$c(x,y,z,t)$ = é a concentração do soluto $[M/L^3]$

t = é o tempo $[T]$

x, y, z = são as direções do sistema cartesiano adotado $[L]$

(x,y,z) = é o ponto onde se quer analisar a concentração no tempo t [T]

v_x, v_y, v_z = são as velocidades advectivas [L/T] nas direções x, y, z .

3.5.2 Dispersão Hidrodinâmica

A dispersão hidrodinâmica é o espalhamento ao nível macroscópico resultante tanto de dispersão mecânica como da difusão (Boskov, 2008). Ela pode também ser definida como o fenômeno pelo qual o soluto tende a se espalhar para fora do caminho que era esperado que seguisse, de acordo com a hidráulica advectiva do sistema de escoamento.

Devido à dispersão hidrodinâmica, uma zona de transição cada vez mais larga vai sendo criada, por meio da qual a concentração de soluto varia do valor inicial para a do líquido ao redor (Boskov, 2008).

O resultado deste espalhamento faz com que o contaminante ocupe um volume maior do que se ocorresse apenas advecção. Com isso o pico de concentração decresce, enquanto a frente de contaminação se move mais rápido (Freeze e Cherry, 1979).

A dispersão mecânica (D_m) e o coeficiente de difusão molecular (D^*) somados quantificam a equação do coeficiente de dispersão hidrodinâmica (D_h) (Equação 3) que é dada por:

$$D_h = D_m + D^* \quad (3)$$

3.5.3. Dispersão Mecânica

A dispersão mecânica é um fenômeno causado pelo movimento do fluido, decorrente da dispersão em canais individuais e do desenvolvimento de velocidades de percolação diferentes no meio poroso, que ocorrem devido às variações em nível microscópico das dimensões dos poros ao longo das linhas de fluxo e do desvio da trajetória das partículas em decorrência da tortuosidade, reentrâncias e interligações

entre os canais (BEAR, 1972; SHACKELFORD, 1993). A Figura 8 representa a dispersão microscópica do solo, sendo a tortuosidade o caminho de fluxo.

Figura 8: Dispersão microscópica do solo: efeito da natureza tortuosa dos caminhos de fluxo.
(Adaptado de Daniel, 1995).

Do ponto de vista macroscópico, a dispersão atua principalmente através das heterogeneidades presentes. Como exemplo cita-se o caso da existência de lentes de argila inclusas em material mais permeável, onde o fluxo ocorre preferencialmente no material mais permeável. A conjunção desses mecanismos é denominada dispersão mecânica (LEITE, 2001).

Bosco (2008) acrescenta que em meios porosos, os conceitos de velocidade de fluxo e dispersão longitudinal estão estreitamente relacionados. Pode-se considerar a dispersão longitudinal como o processo pelo qual algumas moléculas de água e soluto se movem mais rapidamente e outras mais devagar que a velocidade média de fluxo.

De acordo com Freeze e Cherry (1979), a dispersão mecânica resulta da variação da velocidade de fluxo (D), sendo expressa pela Equação 4:

$$D = \alpha \cdot v_s^\beta \quad (4)$$

onde:

D = velocidade de fluxo de dispersão mecânica;

α = dispersividade do meio poroso na direção de transporte;

v = velocidade de fluxo ou velocidade linear média do solvente (água);

β = é uma constante obtida empiricamente, com valor entre 1 e 2.

Sharma e Reddy (2004) mencionam que a dispersão mecânica pode ser classificada em longitudinal e transversal, conforme a direção do fluxo. Na dispersão longitudinal o espalhamento do contaminante ocorre na direção do fluxo, já na dispersão transversal o espalhamento se dá em direções perpendiculares à direção do fluxo.

3.5.4. Difusão Molecular

O transporte por difusão molecular caracteriza-se pela difusão de íons, átomos ou moléculas por forças de natureza molecular. Este tipo de transporte ocorre devido ao gradiente de concentração num fluido, ou seja, o soluto dissolvido em água desloca-se de uma área de maior concentração para uma de menor concentração, até a homogeneização em toda a massa de fluido, independentemente da existência ou não de fluxo (Fetter, 1993). A difusão cessa apenas quando os gradientes de concentração deixam de existir (BOSCOV, 2008).

A difusão molecular é um processo microscópico, abordada em escala molecular, resultante da passagem aleatória das moléculas do soluto no interior da fase líquida. A taxa do movimento é diretamente proporcional ao gradiente de concentração, fazendo com que o composto se desloque de regiões de maiores concentrações para as de menores concentrações. Esse processo não decorre da velocidade do fluxo e, por isso, para velocidades muito baixas (velocidades nulas), o

mecanismo de difusão molecular tende a ser o fenômeno dominante (DEMUELENAERE, 2004).

A equação geral para difusão é descrita pela 1ª lei de Fick (Equação 5):

$$F_D = D^* \cdot n \cdot \frac{\partial C}{\partial x} \quad (5)$$

Em que:

F_D = fluxo do soluto por unidade de área e por unidade de tempo;

D^* = coeficiente de difusão molecular para uma determinada espécie do soluto, onde a concentração é C e x é a direção do fluxo.

$\frac{\partial C}{\partial x}$ = gradiente de concentração

Conforme descrito em Rojas (2013) a primeira Lei de Fick desconsidera que o gradiente de concentração em um material diminui com o passar do tempo, o que é importante no processo de difusão. As propriedades químicas e termodinâmicas da substância, assim como a temperatura da água, influenciam o coeficiente de difusão. A magnitude da difusão molecular aumenta proporcionalmente com o aumento da temperatura e diminuição do tamanho das moléculas.

A segunda Lei de Fick descreve a difusão molecular em estado transiente, e neste caso, é utilizada a equação diferencial parcial (Equação 6) dada por (ROJAS, 2013):

$$\frac{\partial c}{\partial t} - D * x \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - D * y \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} - D * z \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} = 0 \quad (6)$$

De acordo com Bear e Bachmat (1990), o mecanismo de difusão em meio poroso e o coeficiente de difusão molecular em solução aquosa são distintos, devido ao efeito da tortuosidade criada pelas partículas minerais. A tortuosidade é estimada pela Equação 7:

$$\tau = \left(\frac{l}{l_e} \right)^2 \quad (7)$$

l é a distância em uma escala macroscópica definida pela trajetória em linha reta entre dois pontos de uma linha de fluxo e l_e é a distância real em uma escala microscópica entre esses dois pontos. Bear (1972) apresenta a relação entre D^* (Equação 8) e D :

$$D^* = \tau \cdot D \quad (8)$$

Onde D^* representa o coeficiente de difusão molecular efetivo em meio poroso, D é o coeficiente de difusão molecular em solução aquosa livre (ideal na água), τ é tortuosidade. O coeficiente de difusão molecular efetivo (D^*) pode ser determinado em laboratório.

Vários fatores seriam os responsáveis pela difusão mais lenta. Dentre eles estão as diminuições na seção transversal de fluxo; migração com tortuosidade; fluxo com baixo volume de líquido devido à baixa porosidade; aumento na viscosidade; retardamento de certas espécies devido às reações (ROWE *et al.*, 2004).

3.5. 5 Sorção

O termo sorção engloba a adsorção e a absorção. A sorção engloba o processo no qual solutos são particionados entre a fase líquida e a interface das partículas de solo (YONG *et al.*, 1992). Abreu (2008) enuncia que o resultado do processo é o fenômeno de retardamento, no qual a velocidade efetiva das espécies químicas se torna menor do que a da água subterrânea não contaminada.

De acordo com Rowe *et al.* (2004), sorção é o processo em que um contaminante é removido da solução, independente da natureza do processo, que pode incluir troca catiônica ou partição de compostos orgânicos na matéria orgânica sólida.

O estudo da sorção de elementos químicos no solo é importante para assimilar as interações que ocorrem no sistema solo-água, o qual determina a capacidade do solo sobre a inclusão desses elementos. De tal modo, é um dos processos primários

que mais alteram o transporte de nutrientes e contaminantes em solos (SPARKS, 2003).

Segundo Hasan (1995), a ligação de partículas uma a outra é chamado de adsorção, sem introduzir um sólido no outro por meio de reações químicas, sendo uma adesão. Kresic (2007) e Boscov (2008) definem também como sendo um processo físico-químico no qual a substância é acumulada em uma interface entre uma fase sólida e uma fase aquosa. Quando substâncias contidas em um líquido se acumulam em uma interface sólido-líquido, a substância que está sendo removida da fase líquida é classificada como adsorvato, sendo que a fase sólida na qual ocorre a acumulação é considerada como adsorvente.

As substâncias em solução se aderem às partículas por forças de atração elétrica, devido a substituição iônicas na estrutura cristalina dos minerais ou quebra de ligações moleculares. Esse evento ocorre principalmente na fração argila do solo, pois estas partículas possuem grande superfície específica e capacidade de atração de íons (DYMINSKI, 2006).

Como citado por Nascentes (2006), os materiais que se comportam como adsorventes são os minerais de argila, oxi-hidróxidos de Fe e Al e as substâncias orgânicas, que são coloides eletronegativos, ou seja, tem uma carga superficial negativa capaz de fixar e trocar cátions.

O parâmetro de adsorção está relacionado à carga eletrostática das partículas que compõem os materiais geológicos. Em solos de clima tropical, tais partículas são, geralmente, variáveis (positiva e negativa) sendo resultantes da aglomeração mineralógica e do pH (Zuquette *et al.*, 2008).

As forças envolvidas podem variar desde as de natureza puramente física (adsorção física) até as de natureza química (adsorção química).

Adsorção Física

Conforme descrito por Yong *et al.* (1992), a adsorção física ocorre quando os contaminantes na solução são atraídos para a superfície do solo por influências das cargas das partículas do solo. Os cátions e os ânions são especificamente ou não adsorvidos pelos sólidos do solo. Boscov (2008) ainda comenta que as forças físicas

implicam na adsorção física, que ocorre em decorrência de forças eletrostáticas, forças de Van der Waals, atração e repulsão eletrostática segundo a Lei de Coulomb e interações dipolo-dipolo. As energias liberadas são relativamente baixas e atingem rapidamente o equilíbrio.

Adsorção Química

A adsorção química geralmente ocorre na camada de Helmholtz através de ligação covalente. É nomeada dessa forma pois ocorre troca de elétrons entre o sólido e a molécula adsorvida, ocasionando a formação de uma única camada sobre a superfície sólida. Estão ligados por complementos covalentes através de grupos de O e OH para cátions estruturais. Segundo Yong *et al.* (1992) os três principais tipos de ligações químicas entre os átomos são:

- iônica: onde a transferência de elétrons entre os átomos resulta em uma atração eletrostática;
- covalente: compartilhamento relativamente igual de elétrons;
- covalente dativa: os elétrons compartilhados originam apenas de um parceiro.

Zuquette *et al.* (2008) referem-se ao termo absorção como o processo de acumulação de um ente químico em cavidades no interior de um componente da fase absorvente (mineral).

3.6 Técnicas Experimentais para Determinar Parâmetros de Transporte e atenuação

3.6.1 Ensaio de Equilíbrio em Lote (*Batch Equilibrium Test*)

Os ensaios de equilíbrio em lote possuem a finalidade de analisar o comportamento sorcivo dos solos em relação às soluções contaminantes inorgânicas, quantificado através de estimativa dos parâmetros de retenção dos íons envolvidos (LEITE, 2001).

Shackelford e Daniel (1991) enfatizam que os resultados desses ensaios podem, às vezes, superestimar a capacidade sorciva do solo quando aplicados a situações reais. Esse fato decorre de que nesse ensaio a solução contaminante entra em contato com partículas bem mais dispersivas de solo do que na maioria das situações reais, aumentando-se assim a superfície de contato e elevando-se a capacidade sorciva.

Entretanto, Rowe *et al.* (2004) admitem como razoável utilizar esses parâmetros para fins de simulações do transporte de contaminantes em solos, em função da praticidade, precisão e repetibilidade dos ensaios.

Segundo Roy *et al.* (1992), existem dois métodos que podem ser adotados; ECI (Environmental Conservative Isotherm) e CSI (Constant Soil: solution ratio Isotherms). O primeiro método utiliza uma única concentração da solução contaminante variando-se as quantidades de solo, e é o recomendado pela norma. No segundo método são utilizadas soluções de várias concentrações e as massas de solo são mantidas constantes.

Roy *et al.* (1992) ainda afirma que decorrido o tempo necessário para que o equilíbrio se estabeleça, segue-se a etapa das análises, sendo a quantidade de soluto sorvido por unidade de massa de solo (S) determinada através da seguinte equação 9:

$$S = \frac{(C_0 - C_e) \cdot V}{M} \quad (9)$$

Onde C_0 é a concentração inicial da solução, C_e é a concentração final da solução em equilíbrio, V é o volume utilizado e M a massa de solo.

3.6.2 Isotermas de Adsorção

A partir dos valores de S e C_e dispostos em um diagrama cartesiano tem-se um gráfico denominado isoterma de adsorção. Isoterma de adsorção é a relação entre a massa de soluto adsorvida e a concentração em equilíbrio, onde descreve a relação da concentração de um soluto entre duas fases separadas em equilíbrio em uma temperatura constante (FAGUNDES; ZUQUETTE, 2009). De acordo com os mesmos autores, a partir da isoterma obtida é fundamental selecionar uma representação matemática, e dentre as equações mais conhecidas destacam-se a Linear, Freundlich e Langmuir. Os autores observam ainda que o modelo linear prevê a sorção de soluto em concentrações infinitamente crescentes. Como o solo possui capacidade limitada de sorção, esse modelo se mostra muitas vezes inadequado. Porém, a adoção deste modelo pode ser interessante quando são analisadas baixas concentrações.

A isoterma proposta por Freundlich sugere que a energia de adsorção decresce logaritmicamente, à medida que a superfície vai se tornando coberta pelo soluto, o que a diferencia da equação de Langmuir. Essa segunda equação supõe que a superfície de adsorção é constante e independente da extensão da cobertura da superfície, que ocorre sem interação com as moléculas do soluto e que a adsorção se torna máxima quando uma camada monomolecular cobre totalmente a superfície do adsorvente (ALLEONI *et al.*, 1998).

Yong *et al.* (1992) define como isoterma de adsorção a representação gráfica da relação entre a concentração de equilíbrio de adsorvato em solução e a concentração adsorvida pelas partículas do solo (Figura 9). O autor nomeia o tipo de adsorção constante a representação linear da quantidade de soluto sorvida no solo em função da concentração da fase líquida no equilíbrio.

Figura 9: Isotherma clássica de Adsorção mostrando os tipos de adsorção linear, de Langmuir e Alta Afinidade. (Adaptado de Yong et al., 1992).

Fagundes e Zuquette (2009) apresentam quatro categorias que se enquadram uma isoterma de sorção de acordo com Gilles et al. (1974) baseadas nas inclinações iniciais e nas curvaturas. Essas categorias são divididas em isotermas S (em forma sigmoideal), L (do Tipo Langmuir), H (alta afinidade) e C (partição constante), e subdivididas em quatro subgrupos (Figura 10).

Figura 10: Categorias e subgrupos de isotermas de sorção segundo Gilles et al. (1974).

Dentre as quatro categorias a L e C são muito usadas para materiais geológicos, sendo que L é representada em termos matemáticos simplificados como equações de Langmuir e Freundlich, já a categoria C é representada como equação linear. Segundo Silva (2006), a isoterma de tipo S representa o comportamento de moléculas orgânicas em argilas, em que a molécula é monofuncional, sendo grande parte hidrofóbica.

O modelo linear é frequentemente usado para descrever a partição do soluto pelo solo. A equação 10 que representa essa isoterma é dada por:

$$S = K_d C_e \quad (10)$$

Onde:

S é a massa do soluto sorvida por unidade de massa de solo (mg/g);

K_d é o coeficiente de distribuição (L/g);

C_e é a concentração do soluto na fase aquosa no equilíbrio (mg/L).

A isoterma de Freundlich surgiu como uma alternativa para melhor representar os processos sorcivos do solo que se apresentam curvilíneos nos gráficos $S \times C$ e é representada por (Equação 11):

$$S = K_f C_e^N \quad (11)$$

Sendo:

K_f o coeficiente de distribuição (L/g)

N o coeficiente exponencial de Freundlich, quando N é maior que 1 a sorção é dita favorável, e quando menor que 1 é desfavorável. Quando $N=1$ a sorção se iguala ao modelo linear (FAGUNDES e ZUQUETTE, 2009).

Segundo Abreu (2008), para a representação da equação de Freundlich em escala logarítima em ambos os eixos, a isoterma toma a forma linear, apresentada como:

$$\log S = \log K_f + N \log C_e \quad (12)$$

Assim, N se torna o coeficiente angular da reta e o $\log K_f$ o coeficiente linear.

A forma da isoterma de Langmuir é representada por:

$$S = \frac{S_m \cdot b \cdot C_e}{1 + b \cdot C_e} \quad (13)$$

Sendo:

S_m a quantidade máxima de soluto adsorvida pelo solo ($\mu\text{g/g}$)

b uma constante de adsorção relacionada à energia de ligação ($\text{L}/\mu\text{g}$).

A equação de Langmuir (Equação 14) também pode ser linearizada conforme citado em Abreu (2008) e Fagundes e Zuquette (2009), sendo definida como:

$$\frac{C_e}{S} = \frac{1}{S_m \cdot b} + \frac{C_e}{S_m} \quad (14)$$

Onde $\frac{1}{S_m \cdot b}$ é o coeficiente linear e $\frac{1}{S_m}$ é o coeficiente angular da reta.

Zuquette *et al.* (2008) buscou avaliar as condições de sorção para materiais inconsolidados da região de São Carlos, considerando as características hidráulicas naturais dos materiais geológicos e as previsões temporais quanto à contaminação das águas subsuperficiais. Foram desenvolvidos os ensaios de equilíbrio em lote para diferentes concentrações, sendo utilizado então o método CSI, com solução de KCl, $\text{CuCl}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$ e ZnCl_2 . A determinação da relação solo: solução foi considerada com base em experiências anteriores de 1:5 e o tempo de equilíbrio adotado foi de 24 horas. Conforme os autores, para as condições estudadas, a isoterma de Freundlich forneceu resultados mais satisfatórios que a de Langmuir e a Linear, considerando que a mineralogia tem forte influência na sorção e a quantidade de óxidos e hidróxidos é fundamental. As condições de Langmuir são mais favoráveis para íons de potássio e cobre.

Um dos aspectos que foi verificado durante o estudo que vem a ser considerado fundamental para a realização do ensaio é a variação do comportamento das soluções aquosas em função das concentrações, pH, Eh e proporções de misturas.

Já Silva (2013) teve como objetivo avaliar a adsorção de chumbo com 4 amostras de materiais inconsolidados (3 transportados e 1 residual) do município de Eldorado Paulista. No ensaio foram empregadas concentrações iniciais aproximadas de Pb de 30, 60, 90 e 120 mg/L, massa de solo de 20 g, tempo de contato de 24 horas

e razão solo:solução de 1:5; condições as quais foram consideradas adequadas. Quanto as isotermas, os melhores ajustes foram obtidos para os modelos de Freundlich e Langmuir, principalmente para os solos transportados.

Arab e Pejon (2013) verificaram a validade do ensaio de equilíbrio em lote para um solo tropical argiloso da Formação Corumbataí e para a bentonita de um geocomposto. O ensaio foi realizado com base na norma da EPA – Environmental Protection Agency, descrita também em Roy *et al.* (1992), utilizando os métodos ECI e CSI. Os resultados mostraram que usando concentrações mais baixas que a CTC do material, pode haver superestimação dos valores do parâmetro de retardamento, enquanto que utilizando concentrações muito elevadas, passa a haver uma sobra de íons em solução obtendo uma subestimação.

3.6.2 Ensaio de Percolação em Coluna

Este ensaio consiste em percolar a solução do contaminante, através de uma coluna cilíndrica preenchida com solo indeformado ou solo compactado. O efluente é recolhido periodicamente para a determinação da sua concentração. Neste método, considera-se um ensaio de advecção, mantendo a concentração da fonte constante, com baixa velocidade de percolação de forma a desconsiderar a dispersão mecânica e fazer com que o coeficiente de dispersão hidrodinâmica D_h possa ser considerada igual a D (SHACKELFORD, 1991).

Conforme Daniel (1993), o ensaio em coluna fornece informações mais realistas a respeito das propriedades de atenuação de materiais geológicos naturais. Quando corretamente executado, simula perfeitamente os processos de atenuação que ocorrem no campo. Ao contrário do equilíbrio em lote, o ensaio de coluna geralmente é de longo prazo, podendo levar vários meses para ser realizado dependendo da permeabilidade do solo.

Conforme Shackelford (1993), os ensaios de coluna têm aplicações em diversos campos da ciência. Quanto às aplicações em geotecnia ambiental, o autor cita alguns dos produtos:

- Obtenção dos parâmetros de transporte que governam a migração de contaminantes no solo (D_h , R_d , outros);
- Avaliação dos efeitos de reações químicas e biológicas no destino de contaminantes durante o transporte através de meios porosos;
- Verificar/validar a aplicabilidade das várias teorias envolvidas nos modelos de contaminação no meio poroso;

Os resultados dos ensaios são apresentados em forma de gráficos denominados curvas de chegada (*breakthrough curve*). A curva de chegada ilustra os mecanismos de transporte de contaminantes predominantes e o processo de atenuação do contaminante pelo solo. Os gráficos são apresentados por concentração relativa C/C_0 (concentração no reservatório de coleta/concentração inicial) versus número de volumes de poros percolados (T_p) ou tempo (t). A verificação destas propriedades depende das características do soluto, se é reativo ou não com o solo. A Figura 11 apresenta curvas de chegada típicas para soluto não reativos e reativos.

Figura 11: Tipos de curvas de chegada: (a) soluto não reativo - transporte advectivo; (b) soluto reativo - efeito da dispersão hidrodinâmica (SILVA, 2005).

Como apresentado por Leite (2001), diversos métodos são utilizados para a estimativa do fator de retardamento (R_d) em ensaios de coluna. Sob condições ideais, esse último coeficiente corresponde ao centroide da curva de chegada (valor do T_p , onde $f[T_p]$ ou $C/C_0=0,5$). A determinação do R_d normalmente é realizada através de dois métodos. Entretanto, existe um método descrito por Shackelford (1994) que considera o fator de retardamento como o valor da área acima da curva de chegada do íon, como observado na Figura 12.

Figura 12: Determinação do R_d a partir da área acima da curva de chegada, segundo Shackelford (1994). Fonte: Arab (2011).

A solução analítica descrita por Borges *et al.* (1997) e citada por Boff (1999) para o caso unidimensional pode ser escrita da seguinte forma (Equação 15):

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} \operatorname{erfc} \left(\frac{1 - \frac{V_p}{(V_v R_d)}}{2 \sqrt{Dh/Lv} \sqrt{V_p/(V_v R_d)}} \right) \quad (15)$$

Onde:

L é o comprimento da amostra;

V_p é o volume percolado;

V é a velocidade linear média;

V_v é o volume de vazios da amostra;

Dh é o coeficiente de dispersão hidrodinâmica e;

R_d é o fator de retardamento.

A dispersão hidrodinâmica pode ser determinada escolhendo-se um ponto qualquer da curva de chegada, exceto o ponto onde $C/Co=0,5$. Teoricamente qualquer ponto da curva deve resultar em valores idênticos de D_h (BOFF, 1999).

O efluente coletado é armazenado para análises químicas como medidas de pH, Eh, condutividade elétrica e quantificação dos íons da solução contaminante (ARAB, 2011).

Sabendo então que por meio do ensaio de coluna pode-se obter os parâmetros de transporte, que descrevem a migração de espécies químicas através de um meio poroso, Azevedo (2005), comparou os valores de coeficiente de dispersão hidrodinâmico e de fator de retardamento dos metais zinco, manganês e do cádmio, em latossolo compactado, obtidos através dos métodos de análise tradicional e de massa acumulada para ensaios em coluna. Para isto, utilizou uma solução que simulava um chorume artificial com seis metais tóxicos. Os resultados mostraram que os valores de retardamento e coeficiente de dispersão hidrodinâmica não são influenciados pelo método de determinação, ainda mostra que a utilização do método de massa acumulada pode ser indicada para ensaios em coluna a longo prazo.

Korf *et al.* (2007), empregou o ensaio de coluna para investigar a remediação natural dos metais alumínio, cromo, zinco, cobre, manganês e ferro presentes no lixiviado do aterro sanitário do município de Carazinho, no estado do Rio Grande do Sul. Realizou três ensaios com lixiviado encontrado no campo e outros três ensaios com chorume enriquecido com metais. Os resultados dos ensaios mostram que o solo possui uma elevada capacidade de atenuação dos metais, pois a concentração de metais retidos no solo foi muito alta.

4. Materiais e Métodos

4.1 Materiais Utilizados

Os materiais utilizados nessa pesquisa já foram parcialmente estudados por Marques (2011). O autor analisou 15 tipos de materiais argilosos associados à Formação Corumbataí, no interior do Estado de São Paulo, que foram submetidos a ensaios de caracterização física, mineralógica e de condutividade hidráulica.

Na etapa de caracterização física e mineralógica foram realizados os seguintes ensaios: Granulometria Conjunta (NBR 7181), Massa Específica dos Sólidos (NBR 6508), Compactação na energia PROCTOR Normal (NBR 7182), Limites de Atterberg (NBR 6459 e NBR 7180), Análises Térmica Diferencial, Difração de Raios X e Capacidade de Troca Catiônica (PEJON, 1992). Para determinação da condutividade hidráulica das amostras foi utilizado o mesmo método do ensaio em coluna utilizado por Souza (2009) e Arab (2011).

A Formação Corumbataí aflora na região de Rio Claro, Piracicaba, Limeira e Pirassununga e se encontra próxima as zonas de recarga do aquífero Guarani no interior do estado de São Paulo. Alguns horizontes dessa formação possuem uma composição granulométrica e mineralógica que propiciam a esta unidade geológica um grande potencial de uso como material para a construção de CCL (MUSSO, 2008). A Figura 13 mostra a área de afloramento dessa formação no estado de São Paulo.

Figura 13: Localização da Formação Corumbataí no Estado de São Paulo (Fonte: Musso, 2008).

A localização dos pontos de coleta das amostras AM-1 a AM-7 pode ser observada na Figura 14 e na Tabela 3 são apresentadas as características dos locais de amostragem e o tipo de amostra coletada:

Figura 14: Localização dos pontos de Coleta das amostras de AM-1 a AM-7 (Fonte: Musso, 2008).

Tabela 3: Localização das Amostras de AM-1 a AM-7. Fonte: Marques (2011).

Amostra	Localização
AM-1	Coletada no ponto 1. Talude da Rodovia Washington Luiz a Araras. Rocha do topo. Siltito lilás a roxo empastilhado, mistura de solo e partículas de 4 a 6 cm de rocha, observa-se veios milimétricos de carbonato cálcio. Reação em frio com HCl da rocha, verificando cimento carbonático.
AM-2	Coletada no Ponto 1 Talude no trevo da rodovia Washington Luiz a Araras. Rocha da base. Siltito lilás a roxo claro. Rocha com maior tenacidade, empastilhada. Reação em frio com HCl da rocha, verificando cimento carbonático.
AM-3	Coletada no Ponto 2. Solo argiloso roxo a vermelho, desenvolvido sob rocha de cor lilás semelhante a coletada no ponto 1 (Fm. Corumbataí).
AM-4	Coletada no Ponto 3. No topo do talude, solo argiloso cor vinho tinto, com intercalações esverdeadas a cinzas.
AM-5	Coletada no Ponto 3. Na base do talude, argilito cor vinho tinto, muito plástico, com intercalações cinzas.
AM-6	Coletada no Ponto 4. No topo do talude, solo siltoso vermelho, estruturado
AM-7	Coletada no Ponto 4. Na base do talude argilito lilás a violeta, muito plástico.

As amostras AM-8 a AM-16 foram coletadas, na forma de rochas, em duas pedreiras da Formação Corumbataí localizada na cidade de Limeira.

4.2 Aspectos Metodológicos

4.2.1 Capacidade de Troca Catiônica (CTC)

A capacidade de troca catiônica (CTC) das amostras foi determinada utilizando-se o método de azul de metileno descrito por Pejon (1992). O azul de metileno apresenta composição $C_{16}H_{18}N_3Cl \cdot 3H_2O$ e é um corante orgânico. Este ensaio é uma alternativa bastante eficiente, rápida e econômica para utilização em processos de caracterização de solos.

De acordo com Pejon (1992), o corante substitui cátions adsorvidos no solo e, assim, a quantidade de corante necessária para realizar a substituição completa mede diretamente a CTC e a superfície específica (SE).

Conforme as equações apresentadas a seguir, foram calculadas a CTC cmol^+/kg e a SE (m^2/g). Com os resultados das análises granulométricas, foi possível determinar a CTC da fração argila.

$$CTC = \frac{V.C.100}{M} \quad (16)$$

$$SE = \frac{3,67.V}{M} \quad (17)$$

Onde:

V representa o volume da solução de metileno (ml),

C a concentração da solução (N);

M a massa de solo seco (g);

Segundo Pejon (1992) para se conhecer a atividade da fração argila do solo (Acb) utiliza-se o valor de azul de metileno (Vb), e a porcentagem de argila (%Arg) contida na amostra determinada com o ensaio de granulometria conjunta. As equações são:

$$Vb = \frac{1,5.V.100}{M} . 1000 \quad (18)$$

$$Acb = \frac{Vb}{\%Arg} . 100 \quad (19)$$

4.2.2 Análise Térmica Diferencial (ATD)

Inicialmente as amostras foram peneiradas em malha #200 (abertura de 0,075 mm) e secas na estufa com temperatura de 60°C. As curvas foram obtidas pelo equipamento BP Engenharia Modelo RB 3000-20 do Departamento de Geotecnia. Como referência para as análises de ATD foi utilizada a alumina calcinada e a temperatura final em 1000°C, com taxa de aquecimento de 12,5°C/min.

4.2.3 Difração de Raios-X (DRX)

As análises foram realizadas em um difratômetro de Raios-X pertencente ao Instituto de Física de São Carlos (IFSC) da Universidade de São Paulo (USP). Os dados foram reanalisados e reinterpretados a partir dos difratogramas de raios-X obtidos por Marques (2011).

4.2.4 Ensaio de equilíbrio em lote (*batch test*)

Para analisar a retenção de contaminantes nas amostras, inicialmente foram realizados ensaios de equilíbrio em lote (*batch test*) em 16 amostras. Esse ensaio foi destinado à obtenção de indicações preliminares da capacidade de adsorção do material, onde é determinado o fator de retardamento (R_d). O ensaio foi executado segundo as normas da EPA, descritas por Roy *et al.* (1992), adotando os métodos ECI (que utiliza uma única concentração de solução contaminante e variam-se as quantidades de solo) e o método CSI (utiliza soluções com concentrações diferentes e massa de solo constante).

Para o método ECI, as razões solo:solução adotadas para o ensaio foram aquelas adotadas por Arab e Pejon (2013), assim como a concentração de 0,005M de Cu^+ (318mg/L) e volume de solução de 200mL. Esses valores foram utilizados para uma possível comparação, por serem amostras da Formação Corumbataí e uma das amostras já ter sido utilizada por Musso (2008) e Arab e Pejon (2013), fornecendo um parâmetro para a comparação dos resultados. Para o preparo da solução contaminante foi utilizado o $\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ da marca MERCK com 99% de pureza. Foram utilizadas razões solo:solução de 1:5 a 1:40 em todas as amostras. Portanto, considerou-se essa razão solo:solução como apropriada para todas as amostras, de maneira a adsorver de 10% a 30% do soluto.

Já no método CSI, foi utilizado solução com volume de 50 mL e solo com massa constante de 10g. As soluções de Cu^{2+} variaram as concentrações de 100 mg/L a 800 mg/L.

Foram utilizados erlenmeyers de 200 mL e o equipamento de agitação foi a mesa agitadora Orbital Mod. NT 155 de 40 rpm (Figura 15), também usado por Leite

(2001), Musso (2008), e Arab e Pejon (2013). Após 24 horas em agitação em temperatura controlada, separou-se o solo da solução através de filtração, conforme ilustra a Figura 16, para análise de pH, Eh, condutividade elétrica e concentrações equilíbrio.

Figura 15: Mesa agitadora Orbital Mod. NT 155 de 40 rpm.

Figura 16: Separação solo da solução através de filtração.

As leituras de pH foram obtidas com o auxílio do pHmetro Digimed DH 21 e os valores de Eh (Potencial oxirredução) foram adquiridas pelo pHmetro Micronal B376

com eletrodo de anel de platina (Figura 17). Já a condutividade elétrica (CE) foi realizada com o condutivímetro Analyser 650 (Figura 18). As concentrações de íons de cobre foram analisadas com espectrofotômetro HACH modelo 2010 (Figura 19). Todos os aparelhos pertencem ao Departamento de Geotecnia.

Figura 17: pHmetro Micronal B376 para leitura de EH e pHmetro Digimed para leituras de pH.

Figura 18: Condutivímetro Analyser 650.

Figura 19: Espectrofotômetro HACH modelo 2010.

Com os resultados do ensaio foi possível elaborar as isotermas de sorção nos modelos Linear e Freundlich para analisar a capacidade de sorção dos materiais argilosos. Após essa etapa foi realizado o ensaio em coluna para percolação de soluções de Cu^{++} e Cl^- nas amostras que mostraram melhor desempenho no ensaio de equilíbrio em lote.

4.2.5 Ensaio de Percolação em Coluna

O ensaio de percolação em coluna utilizado é semelhante ao elaborado por Leite *et al.* (1998), modificado por Basso (2003), e utilizado também por Souza (2009) e Arab (2011) para estudar a retenção de íons inorgânicos. Esse ensaio fornece os parâmetros de transporte e retenção, a partir de soluções químicas percolando materiais porosos. Consiste de uma fonte de distribuição de pressão em uma câmara inflável de PVC flexível, alojada no interior de um reservatório de acrílico, no qual é armazenada a solução contaminante. A câmara é responsável por impulsionar a solução para o corpo de prova, e evita a exposição ao ar. O corpo de prova é montado

no interior de um cilindro de acrílico, sendo alimentado com a solução contaminante e uma saída para a coleta do efluente, que é feita em provetas selada com filme-plástico.

4.2.5.1 Equipamento

Como descrito por diversos autores (Basso, 2003; Souza, 2009; Marques, 2011; e Arab, 2011), o sistema funciona com distribuição de ar comprimido controlado por um painel constituído de válvulas e manômetros. O ar pressiona um reservatório onde fica armazenado o contaminante que infiltra nas amostras através das colunas de percolação. A Figura 20 apresenta todo o equipamento montado e já em funcionamento.

Os reservatórios possuem capacidade de 1600 mL e são constituídos de cilindros de 250 mm de comprimento e 92,8 mm de diâmetro, com espessura de parede de 0,35 mm. As câmaras infláveis possuem aproximadamente 280mm x 140 mm.

A célula de percolação é composta de um cilindro de acrílico, e possuem as bases e o cilindro onde o material estudado foi compactado. As bases isolam as colunas para que não haja contato com o ar. Os cilindros utilizados possuem altura de 40 mm e diâmetro interno de 94 mm. Após o encaixe dos cilindros, as bases são fixadas através de quatro tirantes com roscas e porcas. Duas pedras porosas foram dispostas no topo e na base do mesmo. O cilindro é fixado por duas placas de acrílico que contêm três aberturas cada, para percolação de soluções e saída de ar (Figura 21). Os cilindros possuem 9,4 cm de diâmetro externo e 4 cm de altura adotados para essa pesquisa.

Figura 20: Equipamento de percolação em coluna montado e em funcionamento: (1) Painel para controle de pressão; (2) reservatório para recarga de solução contaminante; (3) coluna de percolação; (4) Coletor de efluentes.

Figura 21: Célula de percolação.

A montagem dos corpos de prova já havia sido realizada por Marques (2011) para determinação da condutividade hidráulica das amostras. Segundo o autor, para a compactação das amostras utilizou um método estático feito diretamente nos cilindros de acrílico, compactando em três camadas e tomando o cuidado de escarificar levemente cada camada para proporcionar a correta aderência de uma camada com a outra. Para a compactação utilizou uma prensa mecânica, capaz de aplicar carga suficiente para fazer com que cada camada compactada atingisse a altura previamente especificada para atender o grau de compactação especificado.

4.2.5.2 Saturação e Realização do Ensaio

No início do ensaio os corpos de prova montados por Marques (2011) foram testados para verificar se estavam em perfeitas condições de serem utilizados na coluna de percolação. As amostras passaram por uma fase de saturação com duração aproximada de três meses, submetida a uma pressão de 30kPa, para analisar se possuíam vazamentos ou caminhos preferenciais. Nessa etapa as colunas foram saturadas com água destilada e verificou-se se a condutividade hidráulica estava compatível com os valores determinados anteriormente.

Em seguida, com os resultados do ensaio de equilíbrio em lote juntamente com os resultados dos outros ensaios, elaborou-se uma planilha para analisar as amostras que seriam utilizadas para a percolação de contaminante. Foram escolhidas 8 amostras que apresentaram valores adequados de condutividade hidráulica, de atividade dos minerais argilosos e de adsorção no ensaio de equilíbrio em lote.

A próxima etapa foi aumentar as pressões para 50kPa para o reservatório que estava acoplado os corpos de prova AM-4, AM-8, AM-10 e AM-14, e 100kPa nas colunas dos corpos de prova AM-2, AM-3, AM-15 e AM-16 por possuírem condutividade hidráulica mais reduzida e vazões muito baixas, o que poderia atrasar a saída de contaminante. Após estabilizar a condutividade hidráulica iniciou-se a percolação com solução contaminante de $\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ a 0,012 M (2,07g/L de $\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) em todas as colunas. Essa concentração foi utilizada para comparação com os trabalhos de Musso (2008) e Arab (2011) que admitiram os mesmos valores.

No decorrer do ensaio foram realizadas coletas da solução que percola os corpos de prova e armazenados em frascos (Figura 22) para a caracterização físico-química (medidas de pH, condutividade elétrica e Eh), além das análises quantitativas de Cl^- e Cu^{2+} . A determinação destes parâmetros seguiu procedimento semelhante ao descrito no item 4.2.4, referente os ensaios de equilíbrio em lote. Quando a concentração do efluente atinge a concentração inicial ($C/C_0=1$), finaliza-se o ensaio. Desde o início do ensaio, os efluentes foram coletados quando atingiam um volume equivalente a aproximadamente 0,5 volume de poros, com exceção das amostras AM-3 e AM-15 que possuíam uma vazão muito pequena e foi necessário adotar a coleta a cada $\frac{1}{4}$ de volume de poros.

Figura 22: Armazenamento da solução efluente coletada.

Com os valores de concentração da solução coletada e o valor do número de volume de vazios percolados nos corpos de prova, foram construídas as curvas de chegada (*breakthrough curve*) para determinar o fator de retardamento.

4.2.6 Extração do Contaminante nos Corpos de Prova

Para se conhecer a concentração do contaminante que ficou retido nos poros das amostras, foi necessário fatiar o corpo de prova em três camadas de aproximadamente 1 cm para obtenção da quantidade suficiente de solução para realizar as análises químicas. Os corpos de prova foram retirados do cilindro de acrílico utilizando-se um macaco hidráulico.

A extração da solução contida nos poros das amostras foi baseada no método de Musso (2008), que desenvolveu um sistema de êmbolo-camisa, com fundo conectado a uma seringa para coleta do líquido (Figura 23). O sistema foi montado num pórtico onde se aplicou pressões de 5 MPa a 12 MPa até a quantidade de solução suficiente ser coletada (Figura 24).

Figura 23: Aparato utilizado para extração da solução contida nos poros do corpo de prova. (1) Conexão para a mangueira, (2) camisa de pvc, (3) pistão, (4) o-ring.

Figura 24: Sistema em execução para extração de solução dos poros. (1) Pórtico de reação; (2) camisa de PVC; (3) mangueira; (4) seringa de coleta.

4.2.7 Resistência à Compressão simples

Este método de ensaio abrange a determinação da resistência à compressão simples do solo compactado utilizando a aplicação controlada da carga axial. O objetivo é obter um valor de tensão no momento em que a amostra ensaiada é levada a ruptura. Foram moldados 16 corpos de prova correspondentes as amostras analisadas por Marques (2011) com seus respectivos valores de compactação.

Os corpos de prova foram moldados em forma cilíndrica com 5,0 cm de diâmetro e 10 cm de altura, e seguindo o padrão de ensaio de compactação da NBR 12023/2012. A energia de compactação utilizada foi a do Proctor Normal.

A máquina usada para o ensaio de compressão simples foi a Universal de Ensaio EMIC DL10000 (Figura 25), do Laboratório de Geossintéticos do Departamento de Geotecnia.

Figura 25: Ensaio em execução com a Máquina EMIC DL10000.

5. Resultados e Discussões

5.1 Caracterização dos Materiais e Dados Existentes

A caracterização física e mineralógica de todas as amostras foi realizada no trabalho de Marques (2011). No entanto, os resultados das análises termais, Difração de Raio X e CTC foram novamente analisados para confirmação dos resultados. A Tabela 4 apresenta os valores de granulometria, massa específica dos sólidos e resultados do ensaio de proctor.

Tabela 4: Dados do ensaio de granulometria, massa específica dos sólidos e ensaio de proctor.
Fonte: Marques (2011).

Amostra	Granulometria (%)				ρ_s (g/cm ³)	Ensaio Proctor Normal	
	Areia	Silte	Argila	Carbonato		$\omega_{ot}(\%)$	$\rho_{d \text{ Max}}$ (g/cm ³)
AM-1	11,2	40,7	31,0	17,1	2,75	19,6	1,66
AM-2	20,6	38,3	32,2	8,9	2,90	16,0*	1,76*
AM-3	4,8	24,2	70	0	2,90	24,0*	1,51*
AM-4	4,7	39,0	56,3	0	2,79	23,8	1,53
AM-6	7,7	13,8	78,5	0	2,71	29,5*	1,44*
AM-7	0,3	33,5	66,2	0	2,78	29,2	1,43
AM-8	4,3	49,5	46,2	0	2,82	22,6	1,59
AM-9	1,2	44,1	54,7	0	2,72	29,3	1,44
AM-10	1,4	43,2	55,4	0	2,69	25,0	1,54
AM-11	2,9	32,5	64,6	0	2,86	31,2	1,42
AM-12	31,9	31,5	26,3	10,3	2,68	15,0	1,83
AM-13	22,3	34,5	34,1	9,1	2,72	16,2	1,79
AM-14	34,1	34,1	27,1	4,7	2,71	16,0	1,78
AM-15	0,4	29,8	69,8	0	2,71	26,2	1,49
AM-16	0	28,2	71,8	0	2,89	30,8	1,43

*Musso (2008)

Conforme o resultado obtido pode-se observar que a maioria das amostras são argilosas, destacando-se principalmente a amostra AM-6 com 78,5% de fração argila. Portanto, as amostras são propícias para construção de *liners* compactados levando em consideração o critério da granulometria. Em cinco amostras foi detectado

carbonato, e segundo Leite (2000) é inviável a construção de liners com solos que possuem teor de carbonato acima de 15% da massa total.

Os resultados do ensaio de proctor mostram que as amostras são realmente de materiais argilosos possuindo um $\rho_{d \text{ Max}}$ baixo e um teor de umidade ótimo relativamente elevado, exceto nas amostras AM-1, AM-2, AM-12, AM-13 e AM-14, que sofreram a influência do carbonato.

Os resultados obtidos por Marques (2011) para os ensaios de Limites de Atterberg estão apresentados na Tabela 5.

Tabela 5: Resultados dos ensaios de Limites de Attberg. Fonte: Marques (2011).

Amostra	LL (%)	LP (%)	IP
AM-1	26	20	6
AM-2	37	27	10
AM-3	77	38	38
AM-4	43	29	14
AM-6	61	40	21
AM-7	98	36	62
AM-8	44	37	17
AM-9	43	29	14
AM-10	43	29	14
AM-11	66	30	33
AM-12	24	19	5
AM-13	26	20	6
AM-14	25	20	5
AM-15	63	25	28
AM-16	87	36	51

No ensaio de azul de metileno foi utilizada concentração de 1,5g/l em amostras de solo com massa entre 0,5g a 2,1g. Com base na porcentagem de argila, obtida no ensaio de granulometria conjunta, e nos resultados de adsorção de azul de metileno foi possível obter o valor da atividade da fração argila conforme proposto por Pejon (1992). Os valores de CTC, SE, Vb e Acb são apresentados na Tabela 6.

Tabela 6: Resultado do ensaio de azul de metileno.

Amostra	CTC - Solo (cmol+/kg)	SE (m²/g)	Vb (g/100g)	Acb (g/100g)
1	29,32	228,95	9,36	30,19
2	27,39	213,86	8,74	27,15
3	28,74	224,42	9,17	13,10
4	12,78	99,76	4,08	7,24
6	6,52	50,90	2,08	2,65
7	19,60	153,05	6,26	9,45
8	16,41	128,12	5,24	11,33
9	12,35	96,40	3,94	7,20
10	18,56	144,92	5,92	10,69
11	6,97	54,44	2,22	3,44
12	2,00	15,65	0,64	2,43
13	8,45	65,99	2,70	7,91
14	10,33	80,66	3,30	12,16
15	18,33	143,10	5,85	8,38
16	20,20	157,69	6,45	8,98

A análise Térmica diferencial (ATD) foi realizada novamente nas amostras AM-10, AM-12, AM-13, AM-14 e AM-15, para confirmação dos resultados anteriores. As interpretações mineralógicas foram baseadas em Grim (1953), Mackenzie (1957) e Santos (1989). Observa-se nos termogramas das amostras AM-12, AM-13 e AM-14 alguns pontos que representam a presença de carbonato e caulinita. A AM-15 apresentou um pico endotérmico em 132°C que pode ser representado por presença de montmorilonita. No entanto, o equipamento utilizado não estava em perfeitas condições, podendo ter afetado um pouco as formas dos gráficos. Os resultados das outras amostras foram retirados de Marques (2011). Os termogramas obtidos neste trabalho para cada amostra estão no apêndice I.

Os diagramas do ensaio de Difração de Raio-X (DRX) são apresentados em função do ângulo de reflexão 2 θ e intensidade onde foram considerados os picos predominantes e identificados os argilominerais através dos valores correspondentes da distância interplanar basal.

A Tabela 7 apresenta os principais minerais identificados com os ensaios e característicos de cada amostra.

Tabela 7: Minerais característicos das amostras obtidos em cada ensaio.

Amostra	CTC	VB	Acb	ATD	Raio X	Minerais característicos
AM-1	Haloisita4H ₂ O, Ilita, Clorita, Atapulgita	Montmorilonita	Montmorilonita	Montmorilonita*	Quartzo, Mica, Essectita (interestratificada)	Montmorilonita
AM-2	Haloisita4H ₂ O, Ilita, Clorita, Atapulgita	Montmorilonita	Montmorilonita	Ilita, Clorita*	Ilita	Montmorilonita, Ilita
AM-3	Haloisita4H ₂ O, Ilita, Clorita, Atapulgita	Ilita, montmorilonita	Montmorilonita	Caulinita, Ilita, montmorilonita*	Ilita, quartzo	Montmorilonita
AM-4	Caulinita, Haloisita4H ₂ O, Ilita, Clorita	Caulinita, montmorilonita	Ilita	Caulinita*	Ilita, Quartzo, caulinita	Caulinita, Ilita
AM-6	Caulinita, Haloisita 2H ₂ O	Caulinita/ilita	Caulinita	Caulinita, Gibsita, Geotita*	Quartzo, caulinita, Gibbisita, hematita	Caulinita
AM-7	Haloisita4H ₂ O, Ilita, Clorita	ilita	Montmorilonita	Caulinita, Ilita*	Caulinita, Quartzo, Mica/Ilita	Caulinita, Ilita
AM-8	Haloisita4H ₂ O, Ilita, Clorita	ilita	Ilita	Caulinita, Ilita*	Haloisita (2H ₂ O)/Caulinita, Mica (Ilita/Muscovita)	Ilita
AM-9	Caulinita, Haloisita4H ₂ O, Ilita, Clorita	Caulinita	Ilita	Caulinita*	Caulinita, Ilita, Quartzo	Caulinita, Ilita
AM-10	Haloisita4H ₂ O, Ilita, Clorita	ilita	Ilita	Ilita	Haloisita, Ilita, Quartzo	Ilita
AM-11	Caulinita, Haloisita 2H ₂ O	Caulinita	Ilita, Caulinita	Caulinita	Ilita, Caulinita, Quartzo	Caulinita
AM-12	Caulinita	ilita	Caulinita	Caulinita	Ilita (Interestratificada), Quartzo	Caulinita
AM-13	Caulinita, Haloisita 2H ₂ O	Ilita, montmorilonita	Caulinita	-	Ilita (Interestratificada), Quartzo	Caulinita, Ilita
AM-14	Caulinita, Haloisita4H ₂ O, Ilita, Clorita	ilita	Ilita	-	Ilita (Interestratificada), sericita, Quartzo	Ilita
AM-15	Haloisita4H ₂ O, Ilita, Clorita	Ilita, montmorilonita	Montmorilonita	Montmorilonita	Ilita (interestratificada), Quartzo	Montmorilonita
AM-16	Haloisita4H ₂ O, Ilita, Clorita, Atapulgita	ilita	Montmorilonita	Caulinita, Ilita, Essectita, clorita*	Ilita, Caulinita, Quartzo	Ilita

*Marques (2011)

5.2 Ensaio de Equilíbrio em Lote

O ensaio de equilíbrio em lote foi realizado de acordo com dois métodos: ECI (*Environmental Conservative Isotherm*) e CSI (*Constant Soil:solution rate Isotherm*), segundo Roy et al. (1992). Os autores recomendam a utilização do ECI para análises de rotina.

Para aplicação do método CSI foram utilizadas amostras com massa e volume constantes de 10g e 50 mL, respectivamente.

As amostras que possuíam carbonato apresentavam turbidez no momento das leituras da concentração e não geravam resultados. Por esse motivo, as amostras AM-1, AM-2, AM-12, AM-13 e AM-14 passaram por um processo de extração e foram novamente analisadas.

A partir dos dados obtidos foram construídas as isotermas linear, Freundlich e Langmuir linearizadas. No caso da isoterma de Langmuir existem duas possibilidades: usar a concentração de equilíbrio de Cu^{2+} versus a razão dessa concentração pelo índice de sorção (Langmuir I); ou usar o inverso dessa concentração pelo inverso do índice de sorção (Langmuir II). As equações utilizadas para calcular o Rd nas isotermas linear (20) e Freundlich (21) foram baseadas em Fetter (1993):

$$Rd = 1 + \left(\frac{\rho}{n}\right) * Kd \quad (20)$$

$$Rd = 1 + \left(\frac{\rho}{n}\right) * Kf.N.Ce^{N-1} \quad (21)$$

Os melhores ajustes foram com os modelos linear e de Freundlich, sendo que os modelos Langmuir I ou Langmuir II não se ajustaram a nenhuma amostra pois apresentaram baixos coeficientes de determinação ou valores negativos. As amostras AM-6, AM-7, AM-11, AM-12 e AM-13 não se ajustaram em nenhum modelo utilizando o método CSI. A Tabela 8 apresenta os parâmetros calculados a partir das isotermas no método ECI e a Tabela 9 os resultados do método CSI.

Tabela 8: Parâmetros determinados pelas isotermas de adsorção no método ECI.

Amostra	Linear			Freundlich			
	Kd (cm ³ /g)	R ²	Rd	Kf (cm ³ /g)	R ²	N	Rd
AM-1	16,381	0,9576	77,81	1,829	0,9789	1,36	93,66
AM-2	17,68	0,9968	81,01	2,594	0,9983	1,324	101,36
AM-3	16,643	0,9242	53,36	3,625	0,9665	1,248	60,41
AM-4	6,51	0,8619	24,3	0,049	0,9131	1,7832	29,51
AM-6	13,167	0,8057	41,34	0,013	0,813	2,123	57,3
AM-7	7,481	0,8313	27,97	0,3	0,8756	1,531	36,03
AM-8	17,854	0,8901	67,02	75,145	0,9209	0,7416	47,7
AM-9	18,16	0,8825	56,64	0,955	0,8763	1,5163	87,41
AM-10	19,547	0,9848	70,55	22,111	0,9859	0,9721	66,14
AM-11	0,0421	0,7009	1,12	0	0,812	9,072	1
AM-12	12,043	0,9604	69,87	914,534	0,9724	0,2736	22,76
AM-13	8,769	0,8794	46,91	1121,76	0,9347	0,2071	13,61
AM-14	9,6501	0,9364	51,63	0,377	0,9632	1,5245	62,81
AM-15	23,161	0,9418	77,69	101,298	0,9728	0,7504	60,73
AM-16	16,643	0,9867	47,34	0,002	0,9978	2,4718	82,8

Tabela 9: Parâmetros determinados pelas isotermas de adsorção no método CSI.

Amostra	Linear			Freundlich			
	Kd (cm ³ /g)	R ²	Rd	Kf (cm ³ /g)	R ²	N	Rd
AM-1	27,72	0,904	130,99	1342	0,8672	0,4126	52,02
AM-2	36,83	0,943	167,67	1910,29	0,9512	0,3847	55,20
AM-3	3,55	0,928	12,17	100	0,9245	0,4935	6,24
AM-4	0,852	0,8287	12,17	60,60	0,8386	0,3957	2,51
AM-8	4,263	0,8936	16,77	309,67	0,9847	0,3335	5,42
AM-10	4,286	0,9278	16,25	223,87	0,9798	0,3835	7,04
AM-14	7,1225	0,928	38,37	5248,07	0,9245	0,1110	11,25
AM-15	8,357	0,9326	28,67	322,55	0,9822	0,386	9,29
AM-16	1,57	0,8879	5,37	127,82	0,9321	0,3624	3,23

Os resultados de equilíbrio em lote com o método ECI demonstraram que a isoterma de melhor ajuste para o cátion foi a de Freundlich em todas as amostras, destacando principalmente a AM-2 e AM-16 com R² de 0,9983 e 0,9978 respectivamente. O melhor ajuste utilizando o modelo Linear novamente ocorreu com as amostras citadas anteriormente com R² de 0,9968 e 0,9867, além da AM-10 com R² no valor de 0,9848.

Calculados os valores do Fator de Retardamento (Rd), foi possível avaliar que cinco amostras apresentaram uma capacidade de retenção significativa em relação às demais, com destaque para as amostras AM-1 e AM-2 que apresentaram os melhores valores de Rd na isoterma linear, e bons valores de Rd na isoterma Freundlich. No entanto, entre as amostras em que não foi necessária a extração do carbonato, as amostras AM-10 e AM-15 apresentaram bons valores com as duas isotermas.

Entretanto, analisando-se os dados e parâmetros obtidos no método CSI, observa-se certa diferença dos resultados em comparação com o método ECI. Assim, os valores aqui apresentados correspondem a médias aritméticas, pouco representativas devido à grande variação dos resultados para cada concentração. Ao contrário, no método ECI é utilizada uma única concentração de entrada para o cálculo do Rd.

Com os parâmetros determinados pelo ensaio de equilíbrio em lote, e correlacionando com informações sobre aptidão das amostras (como condutividade hidráulica, atividade da argila e granulometria) para uso em *liners* destacado no trabalho de Marques (2011), as amostras escolhidas para a etapa de percolação em coluna foram AM-2, AM-3, AM-4, AM-8, AM-10, AM-14, AM-15 e AM-16.

5.3 Resultado da Percolação em Coluna

A partir do monitoramento do ensaio em coluna nas amostras AM-2, AM-3, AM-4, AM-8, AM-10, AM-14, AM-15 e AM-16 foram obtidos resultados como pH, condutividade elétrica (CE), Eh, condutividade hidráulica e as concentrações de Cl^- e Cu^{++} percoladas através dos poros das amostras. A amostra AM-3 também foi utilizada por Musso (2008), Souza (2009) e Arab (2011) e foi utilizada também como um padrão para avaliar o andamento dos ensaios. A coluna com a amostra AM-4 foi a única com o ensaio finalizado no decorrer de 65 dias. As demais colunas foram ensaiadas por períodos mais longos que chegaram a 330 dias.

5.3.1 Condutividade Elétrica (CE)

A partir do início da percolação de contaminante, a condutividade elétrica sofreu um aumento no decorrer do tempo. Esse aumento começou no mesmo período em que a presença de Cl^- foi detectada no efluente em todas as amostras, indicando o aumento da concentração de eletrólitos presentes na solução. Os gráficos estão dispostos nas Figuras 26 a 33.

Na coluna AM-2 após concretizar a passagem de Cl^- ($C/C_0 = 1$), notou-se que a CE começou a se estabilizar na faixa de 2,0 a 2,5 mS/cm. Observa-se na coluna AM-4 um aumento da condutividade até 45 dias e em seguida uma estabilização na faixa de 2,2 mS/cm, isso se deve ao fato de que esta amostra entre os dias 45 e 65 já se encontrava no estágio final do ensaio. A AM-08 e AM-10 apresentaram comportamentos semelhantes com acréscimos até o 35º dia, período que os íons de Cu^{2+} começaram a ser detectados e o Cl^- chegou a uma relação de $C/C_0=1$, e então houve uma estabilização em 2,0 mS/cm. A AM-14 teve aumento até faixa de 2,3

mS/cm em 35 dias, período em que o cloro atingiu a concentração inicial no efluente, estabilizou e no 50º dia apresentou uma pequena queda e estabilização em 2,0 mS, voltando a subir no final para próximo de 2,5 mS/cm. Já AM-15 teve comportamento semelhante a AM-3, aproximando-se dos 2,5 mS/cm que visivelmente é a faixa de estabilização das amostras. No entanto, AM-16 foi a única que apresentou aumento mesmo após finalizar a passagem de Cl- no 50º dia.

Figura 26: Condutividade Elétrica em função dos dias para AM-2.

Figura 27: Condutividade Elétrica em função dos dias para AM-3.

Figura 28: Condutividade Elétrica em função dos dias para AM-4.

Figura 29: Condutividade Elétrica em função dos dias para AM-8.

Figura 30: Condutividade Elétrica em função dos dias para AM-10.

Figura 31: Condutividade Elétrica em função dos dias para AM-14.

Figura 32: Condutividade Elétrica em função dos dias para AM-15.

Figura 33: Condutividade Elétrica em função dos dias para AM-16.

5.3.2 Potencial de Oxirredução (Eh) e Potencial Hidrogeniônico (pH)

Segundo alguns autores (Boff, 1999; Souza, 2009 e Arab, 2011), os parâmetros Eh e pH estão relacionado um ao outro, adotando um comportamento em tendência contrária. A medida que o pH diminui, o Eh aumenta, e vice-versa. Sendo assim, componentes oxidantes tendem a induzir a acidez enquanto que componentes redutores induzem ao aumento da alcalinidade. Os resultados de Eh e pH estão apresentados nas Figuras 34 a 49.

O potencial de oxirredução (Eh) na AM-2 mostrou uma variabilidade entre +100 e +400mV, no entanto, após 30 dias, ele começou a apresentar valores entre 250 e 350 mV com alguns picos após 60 dias. Essa amostra mostrou muitas oscilações durante todo o ensaio, na faixa de +200 a +480 mV, permanecendo nos últimos 100 dias na faixa de +300 a +400 mV. Observa-se que há uma tendência de diminuir o pH no início da percolação do contaminante. A solução efluente encontrava-se no início com valores elevados próximo a 8, e com o decorrer do tempo, o pH se aproximou de 4,5 até 60 dias. No entanto, em seguida teve um pequeno aumento e após aproximadamente 10 dias voltou a diminuir. A partir de 180 dias o pH permaneceu na faixa de 7 a 7,5 até o fim do ensaio. Apesar das oscilações, esta é a única amostra em que o Eh finalizou em torno de +300 mV. É também a única pela qual não passou o Cu^{++} .

A AM-3 também sofreu uma variabilidade nos 30 primeiros dias em relação ao Eh, se estabilizou em torno de +250mV e após o 65° dia aumentou chegando na faixa de +400 mV e estabilizando. O pH permaneceu na faixa de 7 por 80 dias e apresentou uma queda no mesmo período que se detectou a presença de íons de Cu^{++} e permaneceu na faixa de 3,5.

Os gráficos da coluna AM-4 mostram que após 10 dias de ensaio cessou o aumento de Eh e a queda do pH se estabilizando na faixa de +400mV e 4, respectivamente. Nesse mesmo período foi detectada a presença de íons de Cu^{++} e notou-se que o pH diminuiu consideravelmente.

As colunas AM-8 e AM-10 mostraram o mesmo comportamento para o Eh após 45 dias chegando na faixa de +400 mV. No entanto, o pH de ambas se manteve em 5 até o final do ensaio.

A coluna AM-14 expressou valores distintos das demais. Nota-se que no início do ensaio o Eh apresentou uma queda, e após 10 dias se estabilizou em +250 mV com picos e começou a aumentar novamente a partir de 80 dias. Possivelmente aumentou a concentração de íons de cobre na solução efluente, e continuou com pequenas oscilações na faixa de +360 a +400 mV.

Na amostra AM-15 o Eh oscilou no decorrer do ensaio na faixa de +350 a +400 mV, chegando ao final de 400 dias com +350 mV. O pH estabilizou em 5 após 150 dias.

O Eh e o pH expostos pelos gráficos da coluna AM-16 estabilizaram após 50 dias, período que finalizou a percolação de cloro. Porém apresentou alguns picos de Eh por volta do 110° dia.

Figura 34: Gráfico de variação do Eh em função do tempo para AM-2.

Figura 35: Gráfico de variação do pH em função do tempo para AM-2.

Figura 36: Gráfico de variação do Eh em função do tempo para AM-3.

Figura 37: Gráfico de variação do pH em função do tempo para AM-3.

Figura 38: Gráfico de variação do Eh em função do tempo para AM-4.

Figura 39: Gráfico de variação do pH em função do tempo para AM-4.

Figura 40: Gráfico de variação do Eh em função do tempo para AM-8.

Figura 41: Gráfico de variação do pH em função do tempo para AM-8.

Figura 42: Gráfico de variação do Eh em função do tempo para AM-10.

Figura 43: Gráfico de variação do pH em função do tempo para AM-10.

Figura 44: Gráfico de variação do Eh em função do tempo para AM-14.

Figura 45: Gráfico de variação do pH em função do tempo para AM-14.

Figura 46: Gráfico de variação do Eh em função do tempo para AM-15.

Figura 47: Gráfico de variação do pH em função do tempo para AM-15.

Figura 48: Gráfico de variação do Eh em função do tempo para AM-16.

Figura 49: Gráfico de variação do pH em função do tempo para AM-16.

5.3.3 Condutividade Hidráulica

A condutividade hidráulica (K) foi monitorada levando em consideração os valores determinados primeiramente por Marques (2011). A partir dos resultados foi possível observar se a coluna estava em condições de prosseguir os ensaios. Os valores foram obtidos através da equação de Darcy, e foi aplicado um cálculo de correção descrito por Caputo (1996, *apud* Arab, 2011) devido à variação de temperatura ao longo dos ensaios padronizado para a temperatura de 20°C. Os gráficos de condutividade hidráulica estão ilustrados pelas Figuras 50 a 57.

Segundo os dados obtidos todas as amostras se encontravam aptas para continuar os ensaios. As variações apresentadas pelas colunas AM-2, AM-3 e AM-15 estão relacionados ao aumento da carga hidráulica que passou de 100 para 150kPa, e depois para 200 kPa (AM-3 e AM-15), porém, se estabilizou em seguida. Essa variação não foi significativa para o ensaio de percolação em coluna.

As colunas mostraram comportamento semelhante na condutividade hidráulica em relação a passagem de contaminante. No início da percolação a condutividade hidráulica diminuiu até finalizar a passagem do cloro, em seguida aumentou em pequena proporção e logo se estabilizou com a passagem dos íons de Cu^{++} .

Os maiores valores de K foram nas amostras AM-04 e AM-14, com $3,5 \times 10^{-10}$ e $7 \times 10^{-10} \text{m/s}$, respectivamente. Já a amostra AM-3 apresentou o menor valor,

estabilizando em aproximadamente $2 \times 10^{-11} \text{ m/s}$. Todas as amostras apresentaram excelentes valores de condutividade hidráulica, se enquadrando dentro da faixa adequada para uso em liners de aterro sanitário.

Figura 50: Condutividade Hidráulica em função do tempo para a AM-2.

Figura 51: Condutividade Hidráulica em função do tempo para a AM-3.

Figura 52: Condutividade Hidráulica em função do tempo para a AM-4.

Figura 53: Condutividade Hidráulica em função do tempo para a AM-8.

Figura 54: Condutividade Hidráulica em função do tempo para a AM-10.

Figura 55: Condutividade Hidráulica em função do tempo para a AM-14.

Figura 56: Condutividade Hidráulica em função do tempo para a AM-15.

Figura 57: Condutividade Hidráulica em função do tempo para a AM-16.

5.3.4 Curvas de Chegada

As curvas de chegada para as colunas são apresentadas nas Figuras 58 a 73. As curvas de chegada foram plotadas utilizando a concentração relativa (C/C_0) em função do tempo e do volume de vazios percolados.

Os gráficos apresentam padrões semelhantes para as curvas de chegada de Cl^- atingindo o equilíbrio químico na faixa entre 9 e 15 volumes de vazios percolados. A exceção foi a amostra AM-14, para a qual obtiveram-se 50 volumes de poros percolados para o cloro, porém a amostra possui um índice de vazios menor e vazão mais alta, o que influencia no volume percolado.

Para os íons de Cu^{++} apenas a coluna AM-4 atingiu o equilíbrio químico em 65 dias e 30 volumes de poros percolados. A coluna AM-3 começou a apresentar concentrações de cobre no efluente após 76 dias e finalizou com 400 dias. No caso da AM-15, devido à demora excessiva para a passagem do cobre, o ensaio teve que ser interrompido no 400º dia para que os dados pudessem ser analisados.

Figura 58: Curva de chegada em função do tempo para a AM-02.

Figura 59: Curva de chegada em função do volume de poros percolados para a AM-02.

Figura 60: Curva de chegada em função do tempo para a AM-03.

Figura 61: Curva de chegada em função do volume de poros percolados para a AM-03.

Figura 62: Curva de chegada em função do tempo para a AM-04.

Figura 63: Curva de chegada em função do volume de poros percolados para a AM-04.

Figura 64: Curva de chegada em função do tempo para a AM-08.

Figura 65: Curva de chegada em função do volume de poros percolados para a AM-08.

Figura 66: Curva de chegada em função do tempo para a AM-10.

Figura 67: Curva de chegada em função do volume de poros percolados para a AM-10.

Figura 68: Curva de chegada em função do tempo para a AM-14.

Figura 69: Curva de chegada em função do volume de poros percolados para a AM-14.

Figura 70: Curva de chegada em função do tempo para a AM-15.

Figura 71: Curva de chegada em função do volume de poros percolados para a AM-15.

Figura 72: Curva de chegada em função do tempo para a AM-16.

Figura 73: Curva de chegada em função do volume de poros percolados para a AM-16.

A análise da concentração de Cu^{++} no efluente da AM-14 com o espectrofotômetro não foi possível até o 90º dia de ensaio, e em nenhum momento foi detectado cobre na saída de efluente da amostra AM-2 durante todo o período de ensaio que foi de 386 dias. A solução efluente das amostras, combinada com o reagente utilizado no equipamento, causou uma reação que produziu uma substância turva que interferia nas leituras devido à ausência de cobre.

A Figura 74 apresenta duas soluções combinadas com o reagente do equipamento. A primeira ilustra a turbidez criada pelo reagente e a segunda uma amostra límpida com reagente e que permite a leitura de forma correta.

Figura 74: Soluções combinadas com o reagente: a) amostras com turbidez b) amostras utilizadas nas leituras de concentração.

Sendo assim, as soluções efluentes dessas amostras foram enviadas para serem analisadas por um equipamento de absorção atômica no Laboratório de Hidráulica e Saneamento da EESC. Com a nova análise foi possível confirmar que até 90° dia não havia percolado nenhuma concentração de cobre na AM-14, sendo possível a análise a partir deste período.

Os valores do fator de retardamento (Rd) para o Cl^- e Cu^{++} foram determinados utilizando os métodos de Freeze e Cherry (1979) e Shackelford (1994), o primeiro considera o Rd como o número de volumes de vazios percolados correspondentes a $C/C_0=0,5$, já o segundo método considera o Rd como o valor da área acima da curva de chegada. Os valores de cloro são semelhantes, mas novamente a AM-14 possui resultados distintos juntamente com a AM-16. Já os resultados do Cobre são claramente maiores, pois o cloro é considerado um elemento traçador. A causa da amostra AM-14 apresentar valores tão elevados de Rd seria uma possível precipitação pela presença de carbonato, atrasando o início da passagem de cobre. Os resultados estão apresentados na Tabela 10 e Tabela 11.

Tabela 10: Fator de Retardamento (Rd) para as concentrações de Cl^- e Cu^{++} .

Amostras	Rd (Método Freeze e Cherry, 1979)	
	Cl^-	Cu^{++}
AM-2	3	-
AM-3	3,9	16,5
AM-4	4	9,13
AM-8	3	25,85
AM-10	3	23,16
AM-14	11	73*
AM-15	2,9	28,8
AM-16	7	13

*Resultado obtido após descartar o período de precipitação

Tabela 11: Fator de Retardamento (Rd) para as concentrações de Cl^- e Cu^{++} .

Amostras	Rd (Método Shackelford, 1994)	
	Cl^-	Cu^{++}
AM-2	3,35	-
AM-3	3,78	10,74
AM-4	3,21	9,53
AM-8	2,24	36,92
AM-10	3,70	20,06
AM-14	9,63	265,91
AM-15	2,53	15,28
AM-16	4,76	8,3

A dificuldade de análise do íon Cu^{++} nas amostras AM-02 e AM-14 pode ser justificada por um fato importante, observado durante o ensaio de percolação em coluna. A influência que as amostras que apresentavam carbonato, possuíam junto a solução de cloreto de cobre. Nesse processo o cobre reduzia sua mobilidade quando o pH esteve alto e por consequência precipitava. Na primeira fase o cobre precipitava e ficava retido no corpo de prova, justificando o problema nas leituras das soluções efluentes devido à ausência de cobre. No entanto, com a percolação da solução e a consequente redução do pH o cobre começou a ser detectado na solução efluente. Os gráficos de pH anteriormente apresentados também auxiliaram no entendimento desse processo. As amostras apresentavam oscilações no pH e a partir do momento que estabilizou o efeito do carbonato, o cobre começou a sair e o pH começou a se estabilizar.

Assim, para poder calcular o fator de retardamento da amostra AM-14 desconsiderou-se o período em que houve precipitação, ponderando que se não houvesse esse fenômeno com o cobre a passagem do íon ocorreria mais cedo.

Pode-se observar essa influência também ao comparar os resultados do Fator de Retardamento (Rd) obtidos nos ensaios de coluna com os do *Batch Test*. O valor de Rd da AM-14 no ensaio de percolação em coluna foi muito alto comparando com as outras amostras no mesmo ensaio, e com o resultado obtido no *Batch Test*. Porém, no ensaio de *Batch Test* o carbonato das amostras foram extraídos para que as

leituras pudessem ser realizadas com sucesso, e por isso a retenção foi menor do que no ensaio de coluna.

As pequenas diferenças de valores R_d entre os dois métodos utilizados pode ter ocorrido pelo fato de $C/C_0=0,5$ ser uma estimativa que leva em consideração apenas uma parte do ensaio. Essa observação também foi levantada por Arab (2011) em seu trabalho, onde uma amostra aumentou a condutividade hidráulica ao mesmo tempo que a passagem de Cu^{++} acelerou em uma fase mais avançada do ensaio, fazendo com que o valor obtido através de Shackelford (1994) fosse menor.

Comparando-se os resultados do R_d calculado a partir dos ensaios de batch test (Tabela 8) com os obtidos nos ensaios de coluna (Tabelas 10 e 11), observa-se que, de uma maneira geral, os valores de R_d obtidos no *batch test* apresentam valores muito elevados, superestimando, portanto, a capacidade de retardamento real do solo quando compactado. Este fato, como relatado por outros autores, deve-se provavelmente ao fato de no ensaio de *batch test* o solo estar totalmente disperso, o que favorece os processos de adsorção.

Com o objetivo de obter maiores informações sobre percolação do cobre ao longo da coluna, após a finalização dos ensaios, os corpos de prova foram fatiados em 3 camadas de espessura de aproximadamente 10 mm e analisada a concentração do líquido presente nos poros de cada camada (Figura 75). Observa-se que nenhuma amostra apresentou em seu topo ou na base a concentração total inicial. Na AM-2 não foi possível identificar cobre na camada da base, como era o esperado, por não ter apresentado nas análises a presença de cobre no efluente até o final do ensaio de coluna.

Figura 75: Gráfico com o perfil das concentrações da solução nos poros das amostras.

As amostras AM-8, AM-10 e AM-16 permaneceram por um tempo paradas antes de serem fatiadas, e isso pode ter feito com que o líquido preso no meio do corpo de prova descesse um pouco para a base, explicando o motivo de concentrações menores no meio e maiores na base. Estes resultados demonstram a boa capacidade de retenção do íon cobre nas amostras analisadas e que ainda há capacidade de troca iônica não totalmente realizada.

5.4 Resistência à Compressão Simples

Foram realizados ensaios à compressão simples para os solos que participaram do ensaio de percolação em coluna. Cada amostra foi submetida ao ensaio com três corpos-de-prova para aumentar a confiança nos resultados. A Tabela 12 apresenta os parâmetros determinados no ensaio.

Tabela 12: Resultados do ensaio com resistência a compressão simples.

Amostras	w (%)	Grau de Compactação (%)	Resistencia à Compressão Simples (kPa)				
			1	2	3	Média	Coef. Variância (%)
AM-2	16,82	95	315,2	277,2	282,1	291,5	7,101
AM-3	25	95,1	469,3	478,7	484,1	477,4	1,571
AM-4	23,39	95,4	381,6	334	373,6	363,1	7,028
AM-8	23,56	95,4	194	221,8	240,8	218,9	10,74
AM-10	25,82	98,3	268,8	270,8	267,9	269,1	0,548
AM-14	16,25	99,2	93,4	89,3	106,5	96,4	9,323
AM-15	27,18	100	88,0	77,04	76,39	80,48	8,104
AM-16	31,04	92,9	211,1	216,9	208,5	212,2	2,023

A amostra mais significativa nesse ensaio foi a AM-3 que resistiu uma força média de 992,1 N, chegando a uma tensão média de ruptura de 477,4 kPa. Novamente as amostras AM-8 e AM-10 mostraram valores bem próximos, que pode ser justificado também pelos outros resultados, por terem características semelhantes. A AM-15 se mostrou pouco resistente a compressão, chegando a uma força média de 167,2N e tensão máxima média de 80,48 kPa. A amostra que obteve a maior deformação específica foi a AM-16.

5.5 Análise Integrada de Aptidão das Amostras para uso em *Liners*

Vários parâmetros são necessários para que solos possam ser empregados como *liners* em aterros sanitários. Através dos resultados encontrados, foi possível realizar uma análise integrada dos parâmetros e definir qual amostra seria a mais adequada para ser trabalhada nas camadas de impermeabilização. Os critérios utilizados seguiram órgãos como a CESTESB, EPA (*Environmental Protection Agency*) e bibliografias como Ferrari (2005) e Musso (2008) (Tabela 13).

Tabela 13: Aptidão das amostras segundo critérios para construção de *liners*.

Característica	AM-2	AM-3	AM-4	AM-8	AM-10	AM-14	AM-15	AM-16	Requisitos
Porcentagem de solo argiloso (#0,075mm)	Apto	Apto	Apto	Apto	Apto	Não apto	Apto	Apto	>30
Limite de Liquidez (%)	Apto	Apto	Apto	Apto	Apto	Não apto	Apto	Apto	>=30
Índice de Plasticidade (%)	Apto	Apto	Apto	Apto	Apto	Apto	Apto	Apto	>=15
Condutividade Hidráulica (m/s)	Apto	Apto	Apto	Apto	Apto	Apto	Apto	Apto	<10-9
Minerais	Alta Aptidão	Alta aptidão	Baixa Aptidão	Média Aptidão	Média Aptidão	Média Aptidão	Alta Aptidão	Média Aptidão	*

*Dados retirados de Marques (2011)

Para uma melhor análise em relação a resistência das amostras, elaborou-se nove cenários hipotéticos (Tabela 14) onde as camadas de resíduos de um aterro sanitário vão de 10 a 30 metros, e com três pesos específicos diferentes. Esses valores de pesos específicos foram escolhidos para representar um aterro com resíduos mal compactados (4 KN/m²), um aterro com valor das médias utilizadas nas compactações nos dias atuais (8 KN/m²) e um aterro sanitário com compactação muito alta (13 KN/m²). Como mostra a Tabela 14 a realização de aterros mais altos ou com maior peso específico acarreta maior pressão sobre as fundações e consequentemente sobre a camada de *liner*. Assim sendo, os materiais estudados que apresentaram maior resistência permitem sua aplicação em maior número de situações, permitindo a instalação de aterros mais altos.

Tabela 14: Tabela de análise da Resistência a compressão simples em vários cenários.

Cenários	Altura do Aterro Sanitário (m)	Peso específico dos Resíduos (KN/m ³)	Massa de resíduo por m ² (KN/m ²)	Pressão exercida (kPa)
Cenário 1	10	4	40	40
Cenário 2	10	8	80	80
Cenário 3	10	13	130	130
Cenário 4	20	4	80	80
Cenário 5	20	8	160	160
Cenário 6	20	13	260	260
Cenário 7	30	4	120	120
Cenário 8	30	8	240	240
Cenário 9	30	13	390	390

Todas as amostras se mostraram aptas para serem usadas em camadas impermeabilizantes de aterro sanitários, porém a amostra AM-4 possui um fator de retardamento relativamente baixo comparado com outras amostras, e em menos de 70 dias permitiu que a relação C/C_0 chegasse a 1. Segundo a porcentagem de solo e limite de liquidez a AM-14 não é considerada apta e os minerais que possui são considerados de média atividade, porém, no ensaio de coluna a amostra mostrou potencial de retenção percolando 300 volumes de poros até estabilizar.

Considerando todos os parâmetros estudados, no geral todas amostras atendem as especificações para uso em *liners*, entretanto as amostras AM-2 e AM-3 são aptas em todos os critérios sendo que a amostra AM 3 apresentou a maior resistência a compressão o que permite a sua aplicação a maior número de situações.

6. CONCLUSÕES

Os resultados com o método ECI demonstraram que a isoterma de melhor ajuste para o cátion foi à de Freundlich em todas as amostras, destacando-se principalmente a AM-2 e AM-16.

Arab e Pejon (2013) realizaram esse mesmo ensaio com a AM-3, e utilizando o modelo de Freundlich obtiveram R_d de 57,30, muito próximo ao resultado encontrado nesse trabalho.

Os valores de R_d obtidos nos ensaios de equilíbrio em lote (*batch test*) foram significativamente maiores que os calculados a partir das curvas de chegada nos ensaios de coluna. Isto confirma que os ensaios de batch test, apesar de fornecerem uma rápida estimativa da capacidade de adsorção dos solos, podem levar a superestimação da capacidade de retardamento destes solos quando utilizados em liners. Portanto, o ensaio de coluna, apesar do maior tempo necessário para sua realização, ainda é o método mais seguro para determinação do R_d .

Os resultados de condutividade hidráulica mostraram-se satisfatórios e atendem aos critérios especificados pela maioria dos órgãos ambientais, que admitem um valor máximo de 10^{-9} m/s para a condutividade hidráulica em *liners*. Além disso, todos os materiais estudados demonstraram compatibilidade com o íon testado, pois mesmo após a introdução do contaminante os valores de condutividade hidráulica se mantiveram na mesma ordem de grandeza, sendo o menor em 2×10^{-11} m/s (AM-3) e o maior 7×10^{-10} m/s (AM-14).

A partir do início da percolação de contaminante, a condutividade elétrica sofre um aumento no mesmo período em que a presença de Cl^- foi detectada no efluente em todas as amostras, indicando o aumento da concentração de eletrólitos presentes na solução. No entanto, a chegada do cobre não aumentou significativamente a condutividade, mas teve influência significativa no pH que teve queda em todas as amostras, sendo, portanto, um possível indicador do início da saída de cobre no efluente.

A presença de carbonato nas amostras, em função da elevação do pH, promoveu uma imobilização inicial do cobre, provavelmente por precipitação, o que retardou a passagem deste contaminante. Observou-se a precipitação de cobre principalmente na parte superior do corpo de prova. No entanto, com a passagem de maiores volumes de solução o efeito do carbonato foi sendo reduzido e a passagem do cobre passou a ser controlada mais pelas trocas iônicas com os argilominerais.

Portanto, conclui-se que a construção de *liners* de materiais argilosos compactados (CCL), utilizando as amostras da Formação Corumbataí estudadas nesse trabalho, apresentam um bom desempenho e segurança na proteção ambiental, quando da instalação de aterros sanitários. Todas as amostras atenderam os principais critérios exigidos para o seu uso em *liners*, no entanto as amostras AM-2 e AM-3 apresentaram maior potencial para esta finalidade.

Referências

- ABREU, T. C. C. **Avaliação do transporte de herbicida paraquat em solos do campo experimental de Bom Jardim – RJ**. Dissertação (mestrado), Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 120p., 2008.
- ANDERSON, S. A.; HEE, B. H. **Hydraulic conductivity of compacted lateritic soil with bentonita admixture**. Environmental & Engineering Geoscience, v. 1, n.3, p.299-312. 1995.
- ARAB, P. B. **Transporte de Cu^{2+} em liners compostos de solo argiloso compactado (CCL) e geocomposto bentonítico (GCL)**. Dissertação (Mestrado em Geotecnia), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 117p. 2011.
- ARAB, P.B.; PEJON, O. J. **Análise da retenção de Cu^{2+} em solo tropical argiloso e bentonita através do ensaio de equilíbrio em lote**. In: 14º Congresso Brasileiro de Geologia de Engenharia e Ambiental, Rio de Janeiro, 2013.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 6459: **Solo – Determinação do Limite de Liquidez**. Rio de Janeiro, 1984.
- _____. NBR 6508: **Solo – Determinação da Massa Específica dos Sólidos**. Rio de Janeiro, 1984.
- _____. NBR 7180: **Solo – Determinação do Limite de Plasticidade**. Rio de Janeiro, 1984.
- _____. NBR 7181: **Solo – Análise Granulométrica: método de ensaio**. Rio de Janeiro, 1984.
- _____. NBR 7182: **Solo – Ensaio de Compactação**. Rio de Janeiro, 1986.
- _____. NBR 8419: **Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos**. Rio de Janeiro, 1992.
- _____. NBR 13896: **Aterro de resíduos não perigosos – Critérios para projeto, implantação e operação**. Rio de Janeiro, 1997.

_____. NBR 10004: **Resíduos Sólidos**. Rio de Janeiro, 2004.

AZEVEDO, I. C. D; NASCENTES, R.C.; MATOS, T.A.; AZEVEDO, F.R. **Determinação de parâmetros de transporte de metais pesados em Latossolo compactado**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, PB, v.9, n.4, p. 623-630, 2005.

BASSO, J. **Transporte e retenção de K^+ , Cu^{2+} e Cl^- em uma mistura compactada de solos lateríticos para uso em barreiras selantes: procedimentos de homogeneização da mistura e adaptações em equipamento de percolação em coluna**. Dissertação (mestrado em Geotecnia), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2003.

BEAR, J. **Dynamics of Fluids in Porous Media**. New York, American Elsevier. 1972.

BEAR, J. AND BACHMAT, Y. **Introduction to Modeling Phenomena of Transport in Porous Media**. Kluwer, Dordrecht, 553 p. 1990.

BERGAYA, F.; THENG, B. K. G.; LAGALY, G. **Handbook of Clay Science**. Developments in Clay Science Serie. Elsevier: Amsterdam, v.1. 1224p. 2006.

BOFF, F. E. **Avaliação do Comportamento de uma mistura compactada de solos lateríticos frente a soluções de Cu^{++} , K^+ e Cl^- em colunas de percolação**. Dissertação (mestrado), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1999.

BOSCOV, M. E. G. **Geotecnia Ambiental**. São Paulo, Oficina de Textos, 2008.

BOYNTON, S.S.; DANIEL, D. E. Hydraulic Conductivity tests on compacted clay. **Journal Geotechnical Engineering**. New York, v. 111, n.4, o. 465-478. 1985.

BRANDL, H. Minerals liners for hazardous waste containment. **Geotechnique**, v.41, n.1, p.57-65. 1992.

BRAGA, R. M. Q. L. **A utilização de uma camada de solo compactado como revestimento impermeabilizante de fundo de bacias de disposição de lama vermelha produzida em Barbacena – PA**. Tese, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém, 2010.

BRASIL. Resolução CONAMA no 01, de 23 de janeiro de 1986. **Dispõe sobre procedimentos relativos a Estudo de Impacto Ambiental.** Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res85/res0186.html>>. Acesso em: 01 jul 2014.

_____. Resolução CONAMA no 308, de 21 de março de 2002. **Dispõe sobre Licenciamento Ambiental de sistemas de disposição final dos resíduos sólidos urbanos gerados em 78 municípios de pequeno porte.** Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res02/res30802.html>>. Acesso em: 02 jul 2014.

_____. **Constituição.** Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília, DF, 1988.

_____. **Decreto nº 7.404, de 23 de dezembro de 2010.** Brasília, DF: 2010. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/decreto/d7404.htm>. Acesso em: 14 jan. 2015.

_____. **Lei nº12.305, de 2 de agosto de 2010.** Brasília, DF. 2010. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em: 18 dez. 2014.

BUENO, B. S.; BENVENUTO, C. VILAR, O. M. Aplicações em Barreiras Impermeabilizantes. In: VERTAMATTI, J. C. **Manual Brasileiro de Geossintéticos.** São Paulo, Edgar Blucher, p.335-379. ISBN 85-212-03444-6, 2004.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DE SÃO PAULO. **Aterro sanitário.** São Paulo: CETESB, Apostilas ambientais, 1997.

_____. **Manual de Gerenciamento de áreas Contaminadas.** São Paulo, 1999.

DANIEL, D. E. Clay liners. In: DANIEL, D.E. **Geotechnical practice for waste disposal.** London: Chapman & Hall, Cap.1, p.3-14,1993.

DANIEL, D. E. **Soil Barrier Layers Versus Geosynthetic Barriers in Landfill Cover Systems.** In: **Landfill Closures.** ASCE. Geotechnical Special Publication. 677p. 1995.

DANIEL, D. E.; BENSON, C. H. **Water content-density criteria for compacted soil liners**. Journal of Geotechnical engineering, v.116, n.12, p.1811-1830, 1990.

DEMUELENAERE, R. G. A. **Caracterização de Propriedades de Transporte de metais Pesados em Solos Residuais do Rio de Janeiro**. Dissertação de mestrado, PUCRio, Rio de Janeiro, RJ. 120 p. 2004.

DYMINSKI, A. S. **Contaminação de solos e águas subterrâneas**. UFPR - TC-019, Curitiba, PR. 19 p., 2006.

DOMENICO, P.A. & SCHWARTZ, F.W. **Physical and Chemical Hydrogeology**. Ed, 2nd, John Wiley and Sons. Inc, New York, NY, USA, 506, p. 1998.

FAGUNDES, J. R. T.; ZUQUETTE, L. V. Capacidade de sorção de materiais inconsolidados residuais da Formação Botucatu, região de São Carlos, Brasil. **Revista Brasileira de Geociências**, 39(3), 494-506, 2009.

FERRARI, A. A. P. **Viabilidade da utilização de silte compactado como material de impermeabilização em aterros de resíduos**. Dissertação de Mestrado (Engenharia Civil) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 118 p. 2005.

FETTER, C. W. **Applied Hidrogeology**. Prentice-Hall: Englewood Cliffs, NJ, 598p. 1993.

FREEZE, R. A.; CHERRY, J. A. **Groundwater**. Englewood Cliff: Prentice-Hall, 1979.

FOLKES, D. J. **control of contaminant migration by the use of liners**. Canadian Geotechnical Journal. V. 19, p. 320-344, 1982.

GRIM, R. E. **Clay Mineralogy**. New York: McGraw-Hill, 1953.

GUERRA, D. L.; SANTOS, M. R. M. C.; AIROLDI, C. **Mercury adsorption on natural and organofunctionalized smectites – thermodynamics of cation removal**. Journal os Brazilian Chemical Society, v.20, n.4, p.594-603, 2009.

HASAN, S. E. **Geology and Hazardous waste management**. Prentice Hall College Div, 1995.

HEINECK, K. S. **Estudo do comportamento Hidráulico e mecânico de materiais geotécnicos para barreiras horizontais impermeáveis**. Tese (doutorado em engenharia), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2002.

IBGE (2010). Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2010**. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Brasil. Disponível em: <HTTP://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/2010pnsb.shtm>. Acesso em: 02/02/2014.

IPT/CEMPRE. **Lixo Municipal. Manual de Gerenciamento Integrado**. 2 ed. São Paulo. ISBN 85-09-00113-8, 370p., 2000.

JESUS, C. S. **Difusão de Zinco em Camada Compactada de Solo Residual de Gnaisse**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Viçosa. Minas Gerais. 75p. 2004.

JUCÁ, J. F. T. **Disposição final dos resíduos sólidos Urbanos no Brasil**. In: **Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental**. Porto Alegre: RE GEO. *Anais...* v.1 p.10-24. 2003.

KORF, E. P. et al. **Capacidade de atenuação do solo de fundo de lagoa de estabilização de lixiviado do aterro sanitário do município de Carazinho – RS**. In: VI Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental e V Simpósio Brasileiro de geossintéticos, Recife, 2007.

KRESIC, N. **Hydrogeology and Groundwater Modeling**. CRC. 2ªEd. 2007.

LAMBE, T.W.; WHITMAN, R. V. **Soil mechanics, SI version**. New York, John Wiley and Sons Inc. 553p. 1979.

LANGE, L. C.; GOMES, L. P.; CASTILHO JR., A. B.; RITTER, E.; MORAES, C. A. M.; SIMÕES, G. F.; PRIM, E. C. C.; FERREIRA, C. F. A.; SILVA, F. V. B.; COELHO, H. M. G.; BOFF, R. D. **Processos Construtivos de Aterros Sanitários: Ênfase no estudo de camadas de cobertura como mecanismo de controle da geração de lixiviados**. In: CASTILHOS JR., A.B. Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos de água: Prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários. ABES, 494p. Rio de Janeiro, 2006.

LEITE, A. L. **Migração de íons inorgânicos em alguns solos tropicais com ênfase nos processos de sorção e difusão molecular**. Tese (Doutorado em Geotecnia), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

LEITE, J. C.; ZUQUETTE, L. V. **Prevenção da contaminação e poluição de aquíferos: a utilização de liners**. Boletim de Geociências, São Paulo, V. 14(1), p.167-178, 1995.

LEITE, J. C.; PARAGUASSU, A. B.; ZUQUETTE, L. V. **An equipment for percolation test in soil columns**. In: International Congress on Environmental Geotechnics, Lisboa, Portugal, Anais.. vol.1, p211-215, 1998.

LEITE, J.C. **Estudos Laboratoriais de percolação em colunas de misturas de solos lateríticos compactados: equipamentos e ensaios**. Tese (Doutorado em Geotecnia). Escola de engenharia de são Carlos, Universidade de São Paulo, 2000.

LIMA, J. D. **Sistemas Integrados de Destinação Final de Resíduos Sólidos Urbanos**. João Pessoa – PB: ABES, 2001.

LINO, I. C. **Seleção de áreas para implantação de aterros sanitários: análise comparativa de métodos**. Dissertação (Mestrado em Geociências e Meio ambiente), Instituto de Geociências e ciências exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2007.

LUKIENTCHUKI, J. A. **Influência do teor de bentonita na condutividade hidráulica e na resistência ao cisalhamento de um solo arenoso utilizado como barreira impermeabilizante**. Dissertação (Mestrado em Geotecnia), escola de engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

LUNA, F. J.; SCHUCHARDT, U. **Argilas polarizadas – Uma introdução**. Química Nova, v.22, n.1, p.104-109, 1999.

MACKENZIE, R. C. **The Differential thermal investigation of clays**. Mineralogical society (clay Mineral Group), London, 1957.

MANASSERO, M.; VAN IMPE, W.F.; BOUAZZA, A. **Waste disposal and containment**. 2nd. ICEG, Osaka, Kamon Ed. Balkema, Rotterdam, 120p. 1997

MARQUES, V. S. **Caracterização, estudo das propriedades hidráulicas e seleção de materiais argilosos da Formação Corumbataí para uso em barreiras**

protetoras (liners) à migração de poluentes. Monografia (Trabalho de Graduação) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.

MELFI, A. J.; MONTES, C. R. Solo e Ambiente. In: MACHADO, R.R. (2008). **As Ciências da Terra e sua Importância para a Humanidade.** São Paulo. Sociedade Brasileira de Geologia. Livros Textos. 107-126. 2008.

MILLER JUNIOR, G. T. **Ciência Ambiental.** Ed. Pioneira Thomson. 568 p. 11 ed. 2008.

MURRAY, H. H. **Applied Clay Mineralogy – Occurrences, Processing and Application of Kaolins, Bentonites, Palygorsquite – Sepiolite, and Common Clays.** British Library Cataloguing. Amsterdam. 180p. 2007.

MUSSO, M. **Transporte de solutos em barreiras de material argiloso compactado (CCL) e geocomposto bentonítico (GCL): fluxos diretos, acoplados e comportamento membrana.** Tese (Doutorado em Geotecnia), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

NASCENTES, R. D. S. **Estudo da mobilidade de metais pesados em um solo residual compactado.** Dissertação (Mestrado), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.

PEJON, O. P. **Mapeamento Geotécnico Regional da folha de Piracicaba – SP (escala 1:100.000): Estudos de Aspectos Metodológicos de caracterização e de apresentação de atributos.** Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1992.

PERK, M. V. **Soil and Water Contamination: From Molecular To Catchment Scale.** Ed, Taylor & Francis, London, UK, 171-214 p. 2007.

PINTO, C. S. **Curso Básico de Mecânica dos solos.** Ed. Oficina de Textos. 2002.

POTTER, H. A. B.; QUIKLEY, R. M.; BOOKER, J. R. . **Clayey Barrier Systems for Waste Disposal Facilities.** London, E & FN SPON, 390p. 1995.

RIBEIRO, B. T.; LIMA, J. M.; OLIVEIRA, G. C.; LIMA, P. L. T. **cargas superficiais da fração argila de solos influenciadas pela vinhaça e fósforo.** Química Nova. Vol. 34, N. 1, 5-10, 2011.

ROCCA, A. C. C. **Resíduos Sólidos Industriais**. 2 ed. São Paulo. CETESB, 1993.

ROJAS, O. T. C. **análise do transporte multiespécie do lixiviado de Moravia-Colômbia por meio de ensaios em coluna em escala de campo e laboratório**. Dissertação de mestrado, Departamento de engenharia Civil e ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, 2013.

ROY, W. R.; KRAPAC, I. G.; CHOUS, S. F. J.; GRIFFIN, R. A. **Batch-type procedures for estimating soil adsorption of chemicals**. Technical Resource Document, EPA 530/SW-87-006, 1992.

ROWE, R. K; QUIGLEY, R. M.; BRACHMAN, R. W. I; BOOKER, J. R. **Barrier Systems for Waste Disposal Facilities**, 2nd ed. Spon Press, 587pp, 2004.

SANTOS, P. S. **Tecnologia das argilas**. São Paulo, EDUSP. 1975.

SANTOS, P. S. **Ciência e tecnologia de argilas**. 2 ed. Ver. E ampl. São Paulo: Edgar. Blucher, 3v. 1992.

SCHALCH, V. **Produção e características do chorume em processo de decomposição de lixo urbano**. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 103p., 1984.

SHACKELFORD, C. D.; DANIEL, D. E. **Diffusion in saturated soil**. Journal of Geotechnical Engineering, v. 117, n. 3, p. 476-484, 1991.

SHACKELFORD, C. D. **Laboratory diffusion testing for waste disposal – a review**. Journal of Contaminant Hydrology, Elsevier Publ. Amsterdam, v. 7, n.3, p.177-217, 1991.

SHACKELFORD, C. D. **Contaminant Transport**. In: DANIEL, D. E. Geotechnical Practice for waste Disposal. London: Chapman & Hall, p. 33-65, 1993.

SHARMA, H. D.; LEWIS, S. P. **Waste Containment System, Waste stabilization, and Landfills: Design and Evaluation**. Wiley – Interscience. U.S.A. 585p. 1994.

SILVA, D. P. **Influência da contaminação por cloreto de cobre na resistência ao cisalhamento de solos utilizados em liners.** Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

SOARES, V. **Utilização de mistura de solo saprolítico com bentonita na construção de revestimento de fundo de aterros.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.

SOUZA, R. F. C. **Migração de poluentes inorgânicos em liners compostos.** Dissertação (Mestrado em Geotecnia), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

SANTOS, P. S. **Ciência de tecnologia de argilas.** São Paulo, Edgar Blucher, v.1, 1989.

SPARKS, D.L. **Environmental soil chemistry.** 2.ed. Amsterdam, Academic, 352p., 2003.

SPOSITO, G. **The Chemistry of soil.** New York: Oxford University Press. 277p. 1989.

TAN, K. H. **Principles of soil Chemistry.** CRC Press, Londres, 362p. 2011.

VAN DER PERK, M. **Soil and Water Contamination: From Molecular To Catchment Scale.** Ed, Taylor & Francis, London, UK, 171-214 p. 2007.

VIDAL, I. G. **Instalação de geomembrana: Recomendações para projeto e cuidados executivos.** In: V Simpósio Brasileiro de Geossintético, Anais..., 8p., Pernambuco, Brasil, 2007.

YOUNG, R. N.; MOHAMED, A. M. O.; WARKENTIM, B. P. **Principles of contaminant Transport I Soils.** Amsterdam, Elsevier. 1992.

ZUQUETTE, L. V.; SILVA JR., E. M.; GARCIA, A. Aspectos de sorção para materiais inconsolidados da região de São Carlos (SP), Brasil. In: **Rev. Escola de Minas**, Ouro Preto, V. 61, 219-230, 2008.

APENDICE A

RESULTADOS DO ENSAIO DE ATD

I) Amostra AM-10

II) Amostra AM-12

III) Amostra AM-13

IV) Amostra AM-14

V) Amostra AM-15

APENDICE B

Tabelas e Gráficos do Ensaio de Equilíbrio em Lote (*Batch Test*)
pelo método ECI

I) Amostra AM-01

Solo:Solução	Solo (g)	Volume (L)	Inicial	Final	Sorção (mg/g)	Sorção (µg/g)	Freundlich		Langmuir		CE	Eh	pH
			Cu++ (mg/L)				LogCe	LogS	Ce/S	Ce			
01:05	20,00	0,1	316,17	105,00	1,06	1055,85	2,021	3,024	99,446	105,00	1680	415	4,2
01:10	10,00	0,1	316,17	152,00	1,64	1641,70	2,182	3,215	92,587	152,00	1391	407	4,05
01:20	5,00	0,1	316,17	203,00	2,26	2263,40	2,307	3,355	89,688	203,00	1254	400	3,98
01:30	3,30	0,1	316,17	220,00	2,91	2914,24	2,342	3,465	75,491	220,00	1189	398	3,78
01:40	2,50	0,1	316,17	235	3,25	3246,80	2,371	3,511	72,379	235	1120	394	3,7
										Branco	1044	387	5,26

II) Amostra AM-02

AM-02			Inicial	Final	Sorção (mg/g)	Sorção (µg/g)	Freundlich		Langmuir		CE	Eh	pH
Solo:Solução	Solo (g)	Volume (L)	Cu+ (mg/L)				LogCe	LogS	Ce/S	Ce			
01:05	20,00	0,1	316,17	97,00	1,10	1095,85	1,987	3,040	88,516	97,00	1587	409	4,1
01:10	10,00	0,1	316,17	137,50	1,79	1786,70	2,138	3,252	76,958	137,50	1355	404	3,95
01:20	5,00	0,1	316,17	184,50	2,63	2633,40	2,266	3,421	70,062	184,50	1200	400	3,98
01:30	3,33	0,1	316,17	214,00	3,07	3068,17	2,330	3,487	69,748	214,00	1156	398	3,97
01:40	2,50	0,1	316,17	229	3,49	3486,80	2,360	3,542	65,676	229	1147	398	3,97
										Branco	1044	387	5,26

III) Amostra AM-3

AM-03			Inicial	Final	Sorção (mg/g)	Sorção (µg/g)	Freundlich		Langmuir		Langmuir II		CE	Eh	pH
Solo:Solução	Solo (g)	Volume (L)	Cu++ (mg/L)				LogCe	LogS	Ce/S	Ce	1/S	1/Ce			
01:05	19,02	0,1	318,12	100,00	1,15	1146,92	2,000	3,060	87,19	100	0,872	0,010	1432	412	4,01
01:10	9,54	0,1	318,12	143,83	1,83	1827,40	2,158	3,262	78,71	143,833	0,547	0,007	1235	407	3,92
01:20	4,75	0,1	318,12	200,00	2,48	2484,39	2,301	3,395	80,50	217,5	0,403	0,005	1179	405	3,84
01:30	3,17	0,1	318,12	224,83	2,94	2943,22	2,352	3,469	76,39	224,83	0,340	0,004	1134	402	3,81
01:40	2,39	0,1	318,12	230,5	3,66	3663,84	2,363	3,564	62,91	230,5	0,273	0,004	1089	398	3,8
												Branco	1044	387	5,26

IV) Amostra AM-4

AM-04			Inicial	Final	Sorção (mg/g)	Sorção (µg/g)	Freundlich		Langmuir		Langmuir II		CE	Eh	pH	
Solo:Solução	Solo (g)	Volume (L)	Cu+ (mg/L)				LogCe	LogS	Ce/S	Ce	1/S	1/Ce				
01:05	20,00	0,1	318,12	196,67	0,61	607,250	2,294	2,783	323,87	196,67	0,0016	0,0051	1354	407	3,85	
01:10	10,00	0,1	318,12	235,83	0,82	822,900	2,373	2,915	286,58	235,83	0,0012	0,0042	1200	403	3,82	
01:20	5,00	0,1	318,12	270,00	0,96	962,400	2,431	2,983	280,55	270,00	0,0010	0,0037	1133	399	3,79	
01:30	3,33	0,1	318,12	276,00	1,26	1264,865	2,441	3,102	218,21	276,00	0,0008	0,0036	1089	395	3,72	
01:40	2,50	0,1	318,12	289,17	1,16	1158,000	2,461	3,064	249,72	289,17	0,0009	0,0035	1052	391	3,6	
													Branco	1044	387	5,26

V) Amostra AM-6

AM-06			Inicial	Final	Sorção (mg/g)	Sorção (µg/g)	Freundlich		Langmuir		Langmuir II		CE	Eh	pH
Solo:Solução	Solo (g)	Volume (L)	Cu++ (mg/L)				LogCe	LogS	Ce/S	Ce	1/S	1/Ce			
01:05	19,66	0,1	318,12	166,67	0,77	770,35	2,222	2,887	216,36	166,67	0,0013	0,0060	1405	413	3,94
01:10	9,83	0,1	318,12	225,00	0,95	947,30	2,352	2,976	237,52	225,00	0,0011	0,0044	1287	408	3,89
01:20	4,92	0,1	318,12	240,00	1,59	1589,42	2,380	3,201	151,00	240,00	0,0006	0,0042	1215	402	3,81
01:30	3,25	0,1	318,12	254,17	1,97	1965,44	2,405	3,293	129,32	254,17	0,0005	0,0039	1147	399	3,8
01:40	2,46	0,1	318,12	268,33	2,03	2026,04	2,429	3,307	132,44	268,33	0,0005	0,0037	1089	396	3,72
												Branco	1044	387	5,26

VI) Amostra AM-7

AM-07			Inicial	Final	Sorção (mg/g)	Sorção (µg/g)	Freundlich		Langmuir		Langmuir II		CE	Eh	pH
Solo:Solução	Solo (g)	Volume (L)	Cu+ (mg/L)				LogCe	LogS	Ce/S	Ce	1/S	1/Ce			
01:05	19,40	0,1	312,5	170,67	0,73	731,08	2,232	2,864	233,45	170,67	0,0014	0,0059	1405	413	4,04
01:10	9,70	0,1	312,5	207,00	1,09	1087,63	2,316	3,036	190,32	207,00	0,0009	0,0048	1287	408	3,96
01:20	4,86	0,1	312,5	236,68	1,56	1560,18	2,374	3,193	151,70	236,68	0,0006	0,0042	1169	402	3,88
01:30	3,23	0,1	312,5	266,33	1,43	1429,37	2,425	3,155	186,33	266,33	0,0007	0,0038	1051	397	3,8
01:40	2,43	0,1	312,5	275,33	1,53	1532,78	2,440	3,185	179,63	275,33	0,0007	0,0036	1049	391	3,72
												Branco	1044	387	5,26

VII) Amostra AM-8

AM-08			Inicial	Final	Sorção (mg/g)	Sorção (µg/g)	Freundlich		Langmuir		Langmuir II		CE	Eh	pH
Solo:Solução	Solo (g)	Volume (L)	Cu++ (mg/L)				LogCe	LogS	Ce/S	Ce	1/S	1/Ce			
01:05	19,60	0,1	312,5	45,67	1,36	1361,38	1,660	3,134	33,55	45,67	0,00073	0,0219	1520	410	4,27
01:10	9,82	0,1	312,5	109,50	2,07	2067,29	2,039	3,315	52,97	109,50	0,00048	0,0091	1343	406	3,97
01:20	4,91	0,1	312,5	153,00	3,25	3248,60	2,185	3,512	47,10	153,00	0,00031	0,0065	1255	401	3,94
01:30	3,26	0,1	312,5	199,67	3,46	3457,44	2,300	3,539	57,75	199,67	0,00029	0,0050	1108	396	3,88
01:40	2,45	0,1	312,5	201,17	4,54	4544,08	2,304	3,657	44,27	201,17	0,00022	0,0050	1077	394	3,86
												Branco	1044	387	5,26

VIII) Amostra AM-9

AM-09			Initial	Final	Sorção (mg/g)	Sorção (µg/g)	Freundlich		Langmuir		Langmuir II		CE	Eh	pH
Solo:Solução	Solo (g)	Volume (L)	Cu+ (mg/L)				LogCe	LogS	Ce/S	Ce	1/S	1/Ce			
01:05	19,68	0,1	314,23	113,50	1,02	1019,97	2,055	3,009	111,28	113,50	0,00098	0,0088	1478	410	4,00
01:10	9,84	0,1	314,23	130,67	1,87	1865,45	2,116	3,271	70,05	130,67	0,00054	0,0077	1300	406	3,97
01:20	4,92	0,1	314,23	180,00	2,73	2728,25	2,255	3,436	65,98	180,00	0,00037	0,0056	1233	401	3,95
01:30	3,28	0,1	314,23	204,17	3,36	3358,85	2,310	3,526	60,79	204,17	0,00030	0,0049	1187	397	3,92
01:40	2,46	0,1	314,23	235,67	3,19	3193,50	2,372	3,504	73,80	235,67	0,00031	0,0042	1100	392	3,89
												Branco	1044	387	5,26

IX) Amostra AM-10

AM-10			Inicial	Final	Sorção (mg/g)	Sorção (µg/g)	Freundlich		Langmuir		Langmuir II		CE	Eh	pH
Solo:Solução	Solo (g)	Volume (L)	Cu+ (mg/L)				LogCe	LogS	Ce/S	Ce	1/S	1/Ce			
01:05	19,56	0,1	314,23	62,68	1,29	1286,04	1,797	3,109	48,74	62,68	0,00078	0,0160	1478	412	4,12
01:10	9,78	0,1	314,23	114,83	2,04	2038,85	2,060	3,309	56,32	114,83	0,00049	0,0087	1300	407	3,95
01:20	4,89	0,1	314,23	160,67	3,14	3140,29	2,206	3,497	51,16	160,67	0,00032	0,0062	1233	402	3,91
01:30	3,26	0,1	314,23	195,83	3,64	3635,54	2,292	3,561	53,87	195,83	0,00028	0,0051	1092	397	3,88
01:40	2,45	0,1	314,23	210,67	4,24	4235,58	2,324	3,627	49,74	210,67	0,00024	0,0047	1077	394	3,89
												Branco	1044	387	5,26

X) Amostra AM-11

AM-11			Inicial	Final	Sorção (mg/g)	Sorção (µg/g)	Freundlich		Langmuir		Langmuir II		CE	Eh	pH
Solo:Solução	Solo (g)	Volume (L)	Cu++ (mg/L)				LogCe	LogS	Ce/S	Ce	1/S	1/Ce			
01:05	20,00	0,1	318,12	220,00	0,49	490,60	2,342	2,691	448,43	194,17	0,00204	0,0045	1167	402	3,90
01:10	10,00	0,1	318,12	245,00	0,73	731,20	2,389	2,864	335,07	240,83	0,00137	0,0041	1143	399	3,87
01:20	5,00	0,1	318,12	252,50	1,31	1312,40	2,402	3,118	192,40	252,50	0,00076	0,0040	1119	395	3,84
01:30	3,33	0,1	318,12	253,00	1,96	1955,56	2,403	3,291	129,38	255,83	0,00051	0,0040	1092	395	3,81
01:40	2,50	0,1	318,12	260	2,32	2324,80	2,415	3,366	111,84	285,83	0,00043	0,0038	1077	390	3,78
												Branco	1044	387	5,26

XI) Amostra AM-12

AM-12			Inicial	Final	Sorção (mg/g)	Sorção (µg/g)	Freundlich		Langmuir		Langmuir II		CE	Eh	pH
Solo:Solução	Solo (g)	Volume (L)	Cu++ (mg/L)				LogCe	LogS	Ce/S	Ce	1/S	1/Ce			
01:05	19,82	0,1	318,12	6,67	1,57	1571,39	0,824	3,196	4,24	6,67	0,00064	0,1499	1536	435	4,65
01:10	9,94	0,1	318,12	55,50	2,64	2642,12	1,744	3,422	21,01	55,50	0,00038	0,0180	1478	412	4,21
01:20	4,96	0,1	318,12	153,00	3,33	3332,39	2,185	3,523	45,91	153,00	0,00030	0,0065	1352	398	3,98
01:30	3,30	0,1	318,12	190,67	3,86	3862,09	2,280	3,587	49,37	190,67	0,00026	0,0052	1300	392	3,85
01:40	2,48	0,1	318,12	210,5	4,34	4343,90	2,323	3,638	48,46	210,5	0,00023	0,0048	1237	390	3,81
												Branco	1044	387	5,26

XII) Amostra AM-13

AM-13			Inicial	Final	Sorção (mg/g)	Sorção (µg/g)	Freundlich		Langmuir		Langmuir II		CE	Eh	pH
Solo:Solução	Solo (g)	Volume (L)	Cu++ (mg/L)				LogCe	LogS	Ce/S	Ce	1/S	1/Ce			
01:05	19,80	0,1	318,12	4,67	1,58	1583,08	0,669	3,200	2,95	4,67	0,00063	0,2141	1500	440	4,55
01:10	9,90	0,1	318,12	72,50	2,48	2481,01	1,860	3,395	29,22	72,50	0,00040	0,0138	1421	417	4,20
01:20	4,97	0,1	318,12	165,67	3,07	3067,53	2,219	3,487	54,01	165,67	0,00033	0,0060	1293	400	3,96
01:30	3,30	0,1	318,12	192,00	3,83	3825,64	2,283	3,583	50,19	192,00	0,00026	0,0052	1173	395	3,91
01:40	2,48	0,1	318,12	233,83	3,41	3405,66	2,369	3,532	68,66	233,83	0,00029	0,0043	1100	389	3,87
												Branco	1044	387	5,26

XIII) Amostra AM-14

AM-14			Initial	Final	Sorção (mg/g)	Sorção (µg/g)	Freundlich		Langmuir		Langmuir II		CE	Eh	pH
Solo:Solução	Solo (g)	Volume (L)	Cu+ (mg/L)				LogCe	LogS	Ce/S	Ce	1/S	1/Ce			
01:05	20,00	0,1	316,17	152,00	0,82	820,85	2,182	2,914	185,17	1,58	0,00122	0,0066	1109	397	3,98
01:10	10,00	0,1	316,17	201,00	1,15	1151,70	2,303	3,061	174,52	15,00	0,00087	0,0050	1090	401	4
01:20	5,00	0,1	316,17	239,00	1,54	1543,40	2,378	3,188	154,85	39,40	0,00065	0,0042	1075	395	4,04
01:30	3,33	0,1	316,17	252,00	1,93	1927,03	2,401	3,285	130,77	66,20	0,00052	0,0040	1064	433	3,94
01:40	2,50	0,1	316,17	270	1,85	1846,80	2,431	3,266	146,20	96,4	0,00054	0,0037	1062	389	4,08
												Branco	1044	387	5,26

XIV) Amostra AM-15

AM-15			Inicial	Final	Sorção (mg/g)	Sorção (µg/g)	Freundlich		Langmuir		Langmuir II		CE	Eh	pH
Solo:Solução	Solo (g)	Volume (L)	Cu+ (mg/L)				LogCe	LogS	Ce/S	Ce	1/S	1/Ce			
01:05	19,06	0,1	318,12	37,50	1,47	1472,30	1,574	3,168	25,47	37,50	0,00068	0,0267	1432	412	4,01
01:10	9,53	0,1	318,12	68,83	2,62	2615,84	1,838	3,418	26,31	68,83	0,00038	0,0145	1235	407	3,92
01:20	4,77	0,1	318,12	139,00	3,76	3759,08	2,143	3,575	36,98	139,00	0,00027	0,0072	1179	405	3,84
01:30	3,14	0,1	318,12	159,00	5,06	5059,62	2,201	3,704	31,43	159,00	0,00020	0,0063	1134	402	3,81
01:40	2,38	0,1	318,12	197,17	5,08	5076,60	2,295	3,706	38,84	197,17	0,00020	0,0051	1089	398	3,8
												Branco	1044	387	5,26

XV) Amostra AM-16

AM-16			Inicial	Final	Sorção (mg/g)	Sorção (µg/g)	Freundlich		Langmuir		Langmuir II		CE	Eh	pH
Solo:Solução	Solo (g)	Volume (L)	Cu++ (mg/L)				LogCe	LogS	Ce/S	Ce	1/S	1/Ce			
01:05	19,26	0,1	318,12	167,33	0,78	782,92	2,224	2,894	213,73	167,33	0,00128	0,0060	1587	409	4
01:10	9,63	0,1	318,12	202,17	1,20	1204,05	2,306	3,081	167,91	202,17	0,00083	0,0049	1300	404	3,95
01:20	4,85	0,1	318,12	233,50	1,74	1743,48	2,368	3,241	133,93	233,50	0,00057	0,0043	1207	401	3,97
01:30	3,19	0,1	318,12	249,83	2,14	2142,41	2,398	3,331	116,61	249,83	0,00047	0,0040	1160	398	3,96
01:40	2,41	0,1	318,12	262,17	2,32	2323,99	2,419	3,366	112,81	262,17	0,00043	0,0038	1123	392	3,6
												Branco	1044	387	5,26

APENDICE C

Tabelas e Gráficos do Ensaio de Equilíbrio em Lote (*Batch Test*)
com o método CSI

I) Amostra AM-1

AM-01			Inicial	Final	Sorção (mg/g)	Sorção (µg/g)	Freundlich		Langmuir		Langmuir II		CE	Eh	pH
Solo:Solução	Solo (g)	Volume (L)	Cu+ (mg/L)				LogCe	LogS	Ce/S	Ce	1/S	1/Ce			
01:05	10,00	0,5	805	450,00	17,75	17750,00	2,653	4,249	25,352	450,00	0,056	0,002	2710	420	3,51
01:05	10,00	0,5	580	303,00	13,85	13850,00	2,481	4,141	21,877	303,00	0,072	0,003	2250	400	3,65
01:05	10,00	0,5	383,75	187,00	9,84	9837,50	2,272	3,993	19,009	187,00	0,102	0,005	1494	392	3,76
01:05	10,00	0,5	225	45,00	9,00	9000,00	1,653	3,954	5,000	45,00	0,111	0,022	1006	376	3,87
01:05	10,00	0,5	97,5	20,5	3,85	3850,00	1,312	3,585	5,325	20,5	0,260	0,049	923	354	4,02

II) Amostra AM-2

AM-02			Inicial	Final	Sorção (mg/g)	Sorção (µg/g)	Freundlich		Langmuir		Langmuir II		CE	Eh	pH
Solo:Solução	Solo (g)	Volume (L)	Cu+ (mg/L)				LogCe	LogS	Ce/S	Ce	1/S	1/Ce			
01:05	10,00	0,5	805	400,00	20,25	20250,00	2,602	4,306	19,753	400,00	0,049	0,003	2950	412	3,63
01:05	10,00	0,5	580	260,00	16,00	16000,00	2,415	4,204	16,250	260,00	0,063	0,004	2410	399	3,67
01:05	10,00	0,5	383,75	155,00	11,44	11437,50	2,190	4,058	13,552	155,00	0,087	0,006	1878	395	3,71
01:05	10,00	0,5	225	38,00	9,35	9350,00	1,580	3,971	4,064	38,00	0,107	0,026	1104	380	3,87
01:05	10,00	0,5	97,5	10,5	4,35	4350,00	1,021	3,638	2,414	10,5	0,230	0,095	868	375	3,96

III) Amostra AM-3

AM-03			Inicial	Final	Sorção (mg/g)	Sorção (µg/g)	Freundlich		Langmuir		Langmuir II		CE	Eh	pH
Solo:Solução	Solo (g)	Volume (L)	Cu++ (mg/L)				LogCe	LogS	Ce/S	Ce	1/S	1/Ce			
01:05	10,00	0,05	805	416,25	1,94	1943,75	2,619	3,289	214,15	100	0,514	0,002	2430	347	4,10
01:05	10,00	0,05	580	267,50	1,56	1562,50	2,427	3,194	171,20	143,833	0,640	0,004	1863	333	3,92
01:05	10,00	0,05	383,75	155,00	1,14	1143,75	2,190	3,058	135,52	217,5	0,874	0,006	1292	325	3,96
01:05	10,00	0,05	225	46,50	0,89	892,50	1,667	2,951	52,10	224,83	1,120	0,022	696	327	4,10
01:05	10,00	0,05	97,5	21,5	0,38	380,00	1,332	2,580	56,58	230,5	2,632	0,047	373	344	4,28

IV) Amostra AM-4

AM-04			Inicial	Final	Sorção (mg/g)	Sorção (µg/g)	Freundlich		Langmuir		Langmuir II		CE	Eh	pH
Solo:Solução	Solo (g)	Volume (L)	Cu+ (mg/L)				LogCe	LogS	Ce/S	Ce	1/S	1/Ce			
01:05	10,00	0,05	805	630,00	0,88	875,000	2,799	2,942	720,00	196,67	0,0011	0,0016	2390	393	3,79
01:05	10,00	0,05	580	460,00	0,60	600,000	2,663	2,778	766,67	235,83	0,0017	0,0022	1834	399	3,78
01:05	10,00	0,05	383,75	285,00	0,49	493,750	2,455	2,694	577,22	255,00	0,0020	0,0035	1279	411	3,81
01:05	10,00	0,05	225	120,00	0,53	525,000	2,079	2,720	228,57	267,50	0,0019	0,0083	666	406	3,89
01:05	10,00	0,05	97,5	47,5	0,25	250,000	1,677	2,398	190,00	289,17	0,0040	0,0211	346	440	4,00

V) Amostra AM-8

AM-08			Inicial	Final	Sorção (mg/g)	Sorção (µg/g)	Freundlich		Langmuir		Langmuir II		CE	Eh	pH
Solo:Solução	Solo (g)	Volume (L)	Cu++ (mg/L)				LogCe	LogS	Ce/S	Ce	1/S	1/Ce			
01:05	10,00	0,05	805	365,00	2,20	2200,00	2,562	3,342	165,91	45,67	0,00045	0,0027	2480	409	4,35
01:05	10,00	0,05	580	217,50	1,81	1812,50	2,337	3,258	120,00	109,50	0,00055	0,0046	1911	381	4,33
01:05	10,00	0,05	383,75	101,50	1,41	1411,25	2,006	3,150	71,92	153,00	0,00071	0,0099	1319	398	4,45
01:05	10,00	0,05	225	23,40	1,01	1008,00	1,369	3,003	23,21	199,67	0,00099	0,0427	698	378	4,7
01:05	10,00	0,05	97,5	4,2	0,47	466,50	0,623	2,669	9,00	201,17	0,00214	0,2381	379	396	4,51

VI) Amostra AM-10

AM-10			Inicial	Final	Sorção (mg/g)	Sorção (µg/g)	Freundlich		Langmuir		Langmuir II		CE	Eh	pH
Solo:Solução	Solo (g)	Volume (L)	Cu+ (mg/L)				LogCe	LogS	Ce/S	Ce	1/S	1/Ce			
01:05	10,00	0,05	805	368,75	2,18	2181,25	2,567	3,339	169,05	62,68	0,00046	0,0027	2460	406	4,83
01:05	10,00	0,05	580	233,75	1,73	1731,25	2,369	3,238	135,02	114,83	0,00058	0,0043	1900	394	4,47
01:05	10,00	0,05	383,75	115,50	1,34	1341,25	2,063	3,128	86,11	160,67	0,00075	0,0087	1323	398	4,46
01:05	10,00	0,05	225	31,20	0,97	969,00	1,494	2,986	32,20	195,83	0,00103	0,0321	694	394	4,60
01:05	10,00	0,05	97,5	7,55	0,45	449,75	0,878	2,653	16,79	210,67	0,00222	0,1325	375	391	4,89

VII) Amostra AM-14

AM-14			Inicial	Final	Sorção (mg/g)	Sorção (µg/g)	Freundlich		Langmuir		Langmuir II		CE	Eh	pH
Solo:Solução	Solo (g)	Volume (L)	Cu+ (mg/L)				LogCe	LogS	Ce/S	Ce	1/S	1/Ce			
01:05	10,00	0,5	805	567,50	11,88	11875,00	2,754	4,075	47,79	567,50	0,00008	0,0018	2500	404	3,72
01:05	10,00	0,5	580	390,00	9,50	9500,00	2,591	3,978	41,05	390,00	0,00011	0,0026	1930	403	3,82
01:05	10,00	0,5	383,75	222,00	8,09	8087,50	2,346	3,908	27,45	222,00	0,00012	0,0045	1409	396	3,88
01:05	10,00	0,5	225	12,00	10,65	10650,00	1,079	4,027	1,13	12,00	0,00009	0,0833	621	386	4,36
01:05	10,00	0,5	97,5	5,5	4,60	4600,00	0,740	3,663	1,20	5,5	0,00022	0,1818	381	356	4,55

VIII) Amostra AM-15

AM-15			Initial	Final	Sorção (mg/g)	Sorção (µg/g)	Freundlich		Langmuir		Langmuir II		CE	Eh	pH
Solo:Solução	Solo (g)	Volume (L)	Cu+ (mg/L)				LogCe	LogS	Ce/S	Ce	1/S	1/Ce			
01:05	10,00	0,05	805	253,00	2,76	2760,00	2,403	3,441	91,67	37,50	0,00036	0,0040	2530	396	4,47
01:05	10,00	0,05	580	147,50	2,16	2162,50	2,169	3,335	68,21	68,83	0,00046	0,0068	1943	386	4,38
01:05	10,00	0,05	383,75	70,00	1,57	1568,75	1,845	3,196	44,62	139,00	0,00064	0,0143	1346	374	4,51
01:05	10,00	0,05	225	14,40	1,05	1053,00	1,158	3,022	13,68	159,00	0,00095	0,0694	717	382	4,61
01:05	10,00	0,05	97,5	3,29	0,47	471,05	0,517	2,673	6,98	197,17	0,00212	0,3040	389	362	4,91

IX) Amostra AM-16

AM-16			Inicial	Final	Sorção (mg/g)	Sorção (µg/g)	Freundlich		Langmuir		Langmuir II		CE	Eh	pH
Solo:Solução	Solo (g)	Volume (L)	Cu++ (mg/L)				LogCe	LogS	Ce/S	Ce	1/S	1/Ce			
01:05	10,00	0,05	805	535,00	1,35	1350,00	2,728	3,130	396,30	167,33	0,00074	0,0019	2450	415	3,72
01:05	10,00	0,05	580	387,00	0,97	965,00	2,588	2,985	401,04	202,17	0,00104	0,0026	1892	411	3,71
01:05	10,00	0,05	383,75	211,50	0,86	861,25	2,325	2,935	245,57	233,50	0,00116	0,0047	1321	410	3,76
01:05	10,00	0,05	225	78,00	0,74	735,00	1,892	2,866	106,12	249,83	0,00136	0,0128	696	398	3,91
01:05	10,00	0,05	97,5	23,50	0,37	370,00	1,371	2,568	63,51	262,17	0,00270	0,0426	372	386	4,02